



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2022 60stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

Effekten av restaureringstiltak og miljø på yngeltettheten av sjørørret (*Salmo trutta*) i 15 sidebekker til Verdalselva

The effect of restoration measures and the environment on the density of juvenile sea run brown trout (*Salmo trutta*) in 15 tributaries to the Verdal river

Erland Båtnes Berntsen

Master i Naturforvaltning

Forord

Masteroppgaven markerer slutten av utdanningen min ved Norges miljø og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgaven er en del av prosjektet «Ny giv for sjøørretbekkene i Verdal» i regi av NMBU. Prosjektet er finansiert av, Statsforvalteren i Trøndelag, Trøndelag Fylkeskommune, Bane Nor, Verdal kommune/vannområdemidler Miljødirektoratet, NMBU og NVE. Jeg vil takke Vannforeningen for økonomisk støtte til feltarbeidet.

Takk til hovedveilederen min Thrond Oddvar Haugen for hjelp til analyser og gjennomlesning. Jeg vil også takke min biveileder Stian Stensland for gjennomlesning av oppgaven, fine dager i felt og god lokalkunnskap.

Videre vil jeg takke Hannah Hoberg og Trygve Leigland Njaa for noen fantastiske uker i Verdal, og en stor takk for diskusjon og hjelp med oppgaven i etterkant.

Jeg også rette en stor takk til Arvid Husan, frivillige fra Sportfiskelinja ved Grong folkehøgskole og Anne-Gudrun Lyngsmo for hjelp med feltarbeidet i august. Takk til alle grunneiere som har gitt NMBU tilgang til å undersøke bekkene.

Til slutt vil jeg takke Johanne Trandem Næss, Jarl Steinar Berntsen og Ragnhild Båtnes Berntsen for motivasjon og gjennomlesning av oppgaven.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås.11.05.2022

Erland Båtnes Bentsen

Sammendrag

Europas ferskvannøkosystemer er under sterkt press fra habitatfragmentering og degradering. For ørret, som har anadrome bestander, er dette spesielt negativt. I Verdalselva utgjør bekkelukkinger og påvirkning fra landbruket store negative påvirkningsfaktorer for ørret. Det er tidligere vist at bekkelukkinger har redusert den anadrome strekningen med 35 %, som videre har ført til en 80 % reduksjon i yngelproduksjonen. Det er derfor iverksatt flere restaureringstiltak i sidebekkene til Verdalselva for å øke produksjonen av sjøørret i vassdraget. I denne oppgaven skal jeg evaluere effekten kloakksanering, habitatforbedrende og konnektivitetsforbedrende tiltak har hatt på yngel av ørret i 15 sidebekker til Verdalselva.

Tetthet av ørretyngel ble estimert ved Zippin metoden basert på fangstdata fra el-fiske der 2-8 stasjoner per bekk ble fiske over tre ganger. Habitatdata ble målt etter standardiserte metoder som har blitt brukt i tidligere undersøkelser. Det ble også hentet inn værdata og hydrologiske data fra to nærliggende målestasjoner for å estimere eventuelle effekter av værforhold og hydrologi på fisketettheten. Det ble gjennomført to analyser, en for 2021 sesongen og en for 2015-2021 sesongene, der spesielt effekter av tiltak og tid siden tiltak ble estimert under korrigering for habitatvariabler og tetthetsavhengige effekter.

Under feltsesongen i 2021 ble det fanget 2884 yngel der 0+ utgjorde 86 %. I alle analysene var det et tydelig mønster at tettheten av 0+ økte med økende tettheten av >0+. En forklaring på dette er at fisketettheten i bekkene er lave og dermed er konkurransen mellom årsklassene liten. Videre viste analysen for 2021-sesongen at tettheten av 0+ var høyest nedstrøms de gjennomførte tiltakene og lavest oppstrøms tiltakene. Analysene av 2015-2021 dataene viste at yngeltettheten økte med økende vannhastighet, finere substrat, smalere bekker og lavere lufttemperatur, og nådde en topp to år etter at tiltakene ble gjennomført. Videre viste også noen av analysene at yngeltettheten økte opp mot fire år etter at tiltakene ble gjennomført. Yngeltettheten responderte positivt på habitattiltak og konnektivitetsfremmende tiltak, men responderte ikke på kloakksanering. Der det ble gjennomført konnektivitetsforbedrende tiltak økte yngeltettheten oppstrøms tiltakene, noe som hovedsakelig skyldes rask rekolonisering av individer som vandret inn fra områdene nedstrøms, det var imidlertid flere sidebekker der de konnektivitetsforbedrende tiltakene ikke har fungert.

Selv om tiltakene i Verdalsvassdraget har ført til økte yngeltettheter, og at nye tilgjengelige områder har blitt rekolonisert er det viktig å fortsette evalueringen av allerede gjennomførte tiltak og fremtidige tiltak. For noen tiltak tar det flere år før det observeres noen effekt på yngeltettheten, noe

som viser viktigheten å fortsette evalueringen. Samtidig er det få lignende studier som ser på langtidseffektene av restaurering, og fortsettelse av denne studien vil kunne gi verdifull informasjon for fremtidige restaureringsprosjekter.

Abstract

Europe's freshwater ecosystems are under pressure from habitat fragmentation and degradation. For brown trout, of which some are anadromous, this is especially negative. In Verdalselva, barriers and agricultural constitute major negative-impact factors for trout, and it has previously been shown that barriers have reduced the anadromous stretch by 35 %, which has further led to an 80 % reduction in brown trout production. Therefore, several restoration projects have been implemented in the tributaries of the Verdalselva to increase the production of brown trout. In this thesis I will evaluate the effects of sewage remediation, habitat improvement and connectivity improvement on juvenile brown trout in 15 tributaries to Verdalselva.

Density of juvenile trout was estimated by the Zippin method based on three-pass catch data from electric fishing in 2-8 stations per stream. Habitat data were measured according to standardized methods that have been used in previous studies. Weather data and hydrological data were also collected from two nearby measuring stations to estimate effects of weather conditions and hydrology on fish density. In the analyzes of the fish density data, two analyzes were performed, one for the 2021 season and one for the 2015-2021 seasons, where especially effects of restoration measures and time since measures were estimated under correction for habitat variables and density-dependent effects.

During the field season in 2021, 2884 fish were caught where 0+ accounted for 86 %. In all analyzes, there was a clear pattern that the density of 0+ increased with the density of >0+. One explanation for this is that the fish density in the streams is generally low, thus the competition between the year classes is low. Furthermore, the analysis for the 2021 season showed that the density 0+ was highest downstream of the implemented measures and lowest upstream of the measures. The analyzes of the 2015-2021 data showed that the 0+ density increased with increasing water velocity, finer substrate, narrower streams, and lower air temperature, and reached a peak two years after the measures were implemented. Furthermore, some of the analyzes also showed that the 0+ density increased up to four years after the measures were implemented. Both habitat- and connectivity-promoting measures have had a positive effect on fish density, but sewage remediation showed no positive effect. The fish density increased in areas upstream connectivity-improving measures, which was mainly due to rapid recolonization of new habitats by down-stream recruits, however, there were several tributaries where connectivity-improving measures have not shown positive effects.

Although the measures in the Verdalselva tributaries have led to increased densities of 0+ trout, and new accessible areas have been recolonized, it is important to continue the evaluation of current and future measures. Some measures take a long time to see an effect, hence this is also an argument for continuing the evaluation. There are few similar studies that look at the long-term effects of restoration, and continuation of this study could provide valuable information for future restoration projects.

Innholdsfortegnelse

Forord	i
Sammendrag	ii
Abstract	iv
Innholdsfortegnelse	vi
1 Introduksjon	1
2 Materialer og metode	3
2.1 Studieart	3
2.2 Studiested	4
3 Innsamling av data	6
3.1 Elektrofiske	6
3.2 Habitatkartlegging	7
3.3 Miljødata	8
3.4 Data fra tidligere år	8
3.5 Bearbeiding av data	9
3.6 Statistiske analyser	10
4 Resultater	12
4.1 Variasjon i ungfisktetthet i tid og rom	12
5 Analyser av 2021-data	17
5.1 Habitatvariasjonen	17
5.2 Effekter av habitat, miljø og tiltak på 0+-tetthet	18
6 Analyser av 2015-2021-dataene	21
6.1 Habitatvariasjon	21
6.2 Effekter av habitat, miljø og tiltak på 0+-tetthet	23
6.3 Konnektivitetsforbedrende tiltak	30
7 Diskusjon	33
8 Feilkilder	40
8.1 Feltarbeid	40
8.2 Analyser	41
9 Konsekvenser for forvaltningen og forslag til videre tiltak	41
10 Konklusjon	43
11 Litteraturliste	44
12 Vedlegg	50

1 Introduksjon

Europas ferskvannsforekomster har hatt en nedadgående trend i biodiversitet siden 2011 (Foote et al., 2020; Visconti et al., 2018) der habitatfragmentering, forurensing, og degradering av vannveier har største delen av skylden (Dudgeon et al., 2006; Vörösmarty et al., 2010). Dette har ført til negative trender for flere artsgrupper deriblant fisk. Den europeiske rødlistevurderingen for ferskvannsfisk konkluderte med at 37 % av Europas ferskvannsfisker er nært truet, der hovedtrusselen er vannuttak, habitatendring og fragmentering (Freyhof & Brooks, 2011). I Europa er det registrert over 1,2 millioner vandringshindre Belletti et al. (2020), noe som har store negative konsekvenser for anadrome laksefisk som ørret (*Salmo trutta*).

Ørret er en laksefisk der anadrome individer, som kalles sjøørret, foretar næringsvandring til havet og senere returnerer til ferskvann for å gyte (Klemetsen, 2013). Endringer i habitat som hindrer opp og nedvandringen vil være spesielt negativt for disse individene, og føre til at viktige gyte og oppvekstområder ovenfor vandringshindre ikke blir tilgjengelig, og produksjonspotensialet i elven blir sterkt redusert (Gosset et al., 2006; Hol et al., 2019). Yngelen av ørret både 0+ (ensomrig) og >0+ (flersomrig) har delvis overlappende preferanser for habitatet i oppvekstområdene (Heggenes, 1996; Klemetsen et al., 2003). Dette skaper interaksjoner mellom årsklassene og dersom det er mye >0+ vil konkurranse føre til lavere tetthet av 0+ (Elliott, 1994). Skjul og strukturer vil redusere interaksjonen mellom årsklassene og dermed redusere den negative effekten på 0+ (Elliott, 1994). Generelt foretrekker yngelen en elvebunn med mye variasjon der en mosaikk av substrattyper og død ved kan fungere som skjul (Heggenes, 1988b; Vismara et al., 2001), samtidig så foretrekker yngelen grunne områder med lav vannhastighet (Heggenes et al., 1999).

FN har utpekt 2021-2030 til tiåret for naturrestaurering, noe som har ført til økt oppmerksomhet rundt restaurering av ferskvannsystemer og leveområder for fisk. I denne sammenheng har Norge ett mål om å restaurere 30 % av forringede vassdrag innen 2030 (Direktoratsgruppen for vannforvaltning, 2022), noe som samsvarer med målet om å oppnå god økologisk og kjemisk tilstand i vannområdene innen 2027 (Vannforskriften, 2006). Har ikke bekken oppnådd god økologisk tilstand skal det iverksettes tiltak for å oppnå god tilstand, dette innebærer ofte restaurering. Det er laget flere håndbøker for restaurering av elver og bekker der Pulg et al. (2018) sin er spesialisert for norske elver og innsjøer. Ved restaurering av vannområder er ofte hovedmålet å forbedre habitatet for anadrom laksefisk slik at en kan få en økt produksjon av disse (Koljonen et al., 2013; Marttila et al., 2019). Dette skyldes hovedsakelig at ørret er en verdifull art både økonomisk, men også for rekreasjon (Rosi-Marshall et al., 2006; VEHANEN et al., 2010). Ved restaurering av elver og bekker er

bruken av habitat og konnektivitetsforbedrende tiltak noe av de mest brukte i Norge (Foote et al., 2020; Pulg et al., 2018; Roni et al., 2008). Ofte innebærer det utbedring eller fjerning av vandringshindre som demninger og kulverter, reetablering av kantvegetasjon/skog, og utlegg av strukturer i elven som; gyttegrus, store steiner og død ved (Pulg et al., 2018; Roni et al., 2008). Selv om det er anbefalt å overvåke restaureringstiltakene over lang tid (Marttila et al., 2019) er de fleste gjennomførte studiene korttidsstudier som evaluerer tiltakene i mindre enn fem år (Foote et al., 2020). Dette er spesielt problematisk da det kan ta opptil ti år for enkelte tiltak å vise en positiv effekt på yngeltettheten (Foote et al., 2020; Louhi et al., 2016). Studier som strekker seg over en lengre tidsperiode vil også kunne se forbi store regionale påvirkningsfaktorer som påvirker yngeltettheten som for eksempel tørke (Louhi et al., 2016).

Det står dårlig til med sjøørret bekkene i Norge der de aller fleste er i dårlig tilstand på grunn av påvirkning fra lakselus og landbruk (Anon, 2022). Verdalsvassdraget som renner ut i Trondheimsfjorden er negativt påvirket av arealinngrep, landbruk og samferdsel (Anon, 2022), der arealinngrep og utbygging av veier har ført til at bekkearealet i vassdraget er redusert med 35 % i forhold til referansetilstanden, noe som har resultert i en 80 % reduksjon av sjøørretproduksjonen (Hol et al., 2019). Dette medfører negative konsekvenser for sjøørretbestanden, og fangststatistikk viser en markant nedgang i antall fanget fisk, noe som har resultert i en totalfredning av sjøørret i elven siden 2009 (Verdalselva, 2020).

For å øke bestanden av ørret i Verdalselva er det startet et prosjekt der hovedformålet er å restaurere sidebekkene til Verdalselva for å øke bestanden av ørret (Richenberg, 2019; Vårhus, 2016). Etter starten på restaureringsprosjektet er det gjennomført flere studier som ser på effekten restaureringstiltakene har hatt på yngeltettheten av ørret (Hol, 2018; Pedersen, 2021; Richenberg, 2019; Vårhus, 2016). Flere bekker har fått en lengre anadrom sone og en økt yngeltetthet (Pedersen, 2021; Richenberg, 2019). I denne oppgaven skal jeg fortsette undersøkelsene som er gjort i sidevassdragene til Verdalselva og se på følgende problemstillinger (S) med hypoteser (H):

S1: Hvilke abiotiske og biotiske miljøvariabler påvirker yngeltetthet hos ørret i studiebekkene i størst grad?

- H1.1: Tettheten av 0+ blir negativt påvirket av >0+ ørret
- H1.2: Tettheten av 0+ reduseres ved økende vannhastighet
- H1.3: Skjul, i form av død ved og kulper, gir økt tetthet av 0+

S2: Viser tiltakene ønsket effekt på yngeltettheten i tiltaksbekkene?

- H2.1: Yngeltettheten har økt oppstrøms de konnektivitetsforbedrende tiltakene

H2.2: Alle tiltakstypene påvirker yngeltettheten i tiltaksbekkene positivt

S3: Er det en tidstrend i yngeltetthet etter tiltak?

H3.1: Yngeltettheten øker med antall år etter tiltak

2 Materialer og metode

2.1 Studieart

Ørret kan inneha flere livshistoriestrategier. Den kan leve i bekken hvor den ble gytt hele livet, gjennomføre vandringer til en nærliggende innsjø, vandre ut i en større elv, foreta vandringer ut i brakkvannsområder eller foreta vandring ut i sjø eller fjord (Elliott, 1994; Ferguson et al., 2019; Klemetsen et al., 2003). De tre første strategiene er eksempler på en ferskvannsstasjonær strategi, den fjerde en semi anadrom strategi og den siste er et eksempel på en anadrom strategi. Et individ som går ut i havet vil ha større næringstilgang enn stasjonære individ, samtidig er det større sannsynlighet å bli spist hvis individet går anadrom enn om det forblir i bekken (Ferguson et al., 2019). Hvorvidt et individ blir anadrom eller stasjonær beror på om gevinsten ved å være anadrom er høyere enn gevinsten ved å være stasjonær (Ferguson et al., 2019).

Yngelen av sjøørret har sine oppvekstområder i ferskvann før den etter 1-9 år (Jonsson & Jonsson, 2011b) vandrer ut i havet på næringssøk før den kommer tilbake til elven for å gyte. Den benytter seg av gytegrus som er i intervallet 8-128 mm i diameter (Armstrong et al., 2003) der stor fisk benytter seg av større grus enn liten fisk (Crisp, 1993). God oksygentilførsel og lite fínsedimenter er viktig i gyteområdene da for mye fínsediment vil redusere oksygentilførselen og kvele eggene til ørret (Crisp, 1993; Pulg et al., 2013). Etter at eggene klekkes, oppholder yngelen seg nede i gytegrusen der den tar til seg føde igjennom plommesekk. Når denne er oppbrukt, svømmer yngelen opp av grusen der den må begynne å ta til seg ekstern føde (Armstrong & Nislow, 2006).

Yngel av ørret er territoriell og begynner å etablere territorier rett etter den svømmer opp av grusen. Etableringen av territorier gir stor konkurranse om mat, territorier og skjul (Elliott, 1994). Konkurransen fører til høy dødelighet og kalles den kritiske perioden, der 90 % av yngelen kan dø i løpet av de første dagene (Elliott, 1994). Størrelsen på territoriene avhenger av antall ungfish i området, fiskens størrelse og kompleksiteten på habitatet (Crisp, 1993; Elliott, 1994). Ved høy habitatkompleksitet, for eksempel som ved forekomst av stor variasjon av store og små steiner og mye død ved, så blir det en visuell barriere mellom territoriet til hver fisk og territoriene blir mindre (Crisp, 1993). Dermed kan konkurransen om territorier reduseres ved økt habitatkompleksitet. Yngel

av ørret konkurrerer også mot eldre årsklasser om mat og skjul. Dette vil blant annet kunne føre til lavere vekst hos årsyngelen (Grossman & Simon, 2020). Eldre årsklasser er mer dominante og vil undertrykke 0+ ørreten, og flere studier har dokumentert en negativ korrelasjon mellom tettheten av 0+ og >0+ ørret (Bohlin, 1977; Grant et al., 2011; Nordwall et al., 2011). Dette kan i små systemer føre til regelmessige årsklassesvingninger med sterke og svake årsklasser (Bohlin, 1977).

Ungfisk av ørret prefererer grunne og sakteflytende områder (Crisp, 1993; Heggenes et al., 1999; Maki-Petäys et al., 1997). Når ørreten blir eldre krever de mer plass og vil søke mot dypere områder i elven, og det er en positiv korrelasjon mellom lengden på ørreten og dybdepreferansen (Heggenes, 1996; Maki-Petäys et al., 1997). Eldre ørret foretrekker også mer sakteflytende områder selv om de også finnes i områder med høyere vannhastighet (Heggenes, 1996; Maki-Petäys et al., 1997). Både yngre og større fisk foretrekker områder med skjul som overhengende trær, kvistvaser og store steiner (Ayllón et al., 2009; Heggenes, 1988a; Vismara et al., 2001). Skjul kan skape lommer med stilleflytende vann der fisken har skjul for predatorer samtidig som den kan spare krefter og spise drivende insekter. (Jonsson & Jonsson, 2011a).

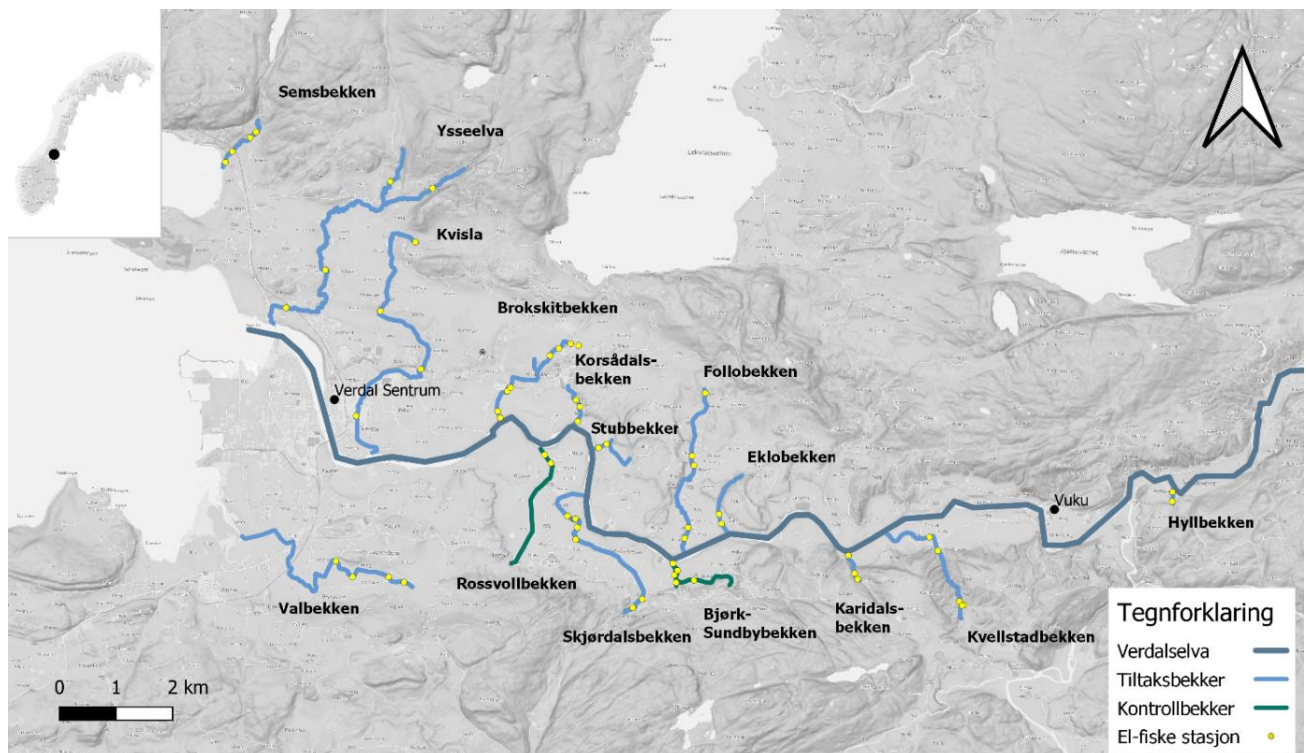
2.2 Studiested

Studieområdet ligger i Verdal kommune i Trøndelag og er en del av Verdalsvassdraget.

Verdalsvassdraget strekker seg fra grensetraktene i Sverige og har utløp i Trondheimsfjorden.

Trondheimsfjorden har status som nasjonal laksefjord og Verdalsvassdraget har status som nasjonalt laksevassdrag (Anonym, 2006). Den anadrome strekningen i Verdalsvassdraget er 53 kilometer og strekker seg opp til Kløftåsfossen der det er en naturlig vandringsbarriere (Berger & Bremset, 2011). I den anadrome sonen finnes ørret, laks (*Salmo salar*), ål (*Anguilla anguilla*) og trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) (Berger et al., 2007a). Fra samløpet med Inna og ned til utløpet ved Trondheimsfjorden heter elven Verdalselva (Berger & Bremset, 2011). Verdalselva har en lengde på omtrent 20 km (Berger & Bremset, 2011) og har et nedbørsfelt på 90,54 km² (NVE, u.å). Verdalselva renner igjennom store landbruksområder der avrenning fra jordbruk har ført til dårlig vannkvalitet i noen områder av bekkene (Berger et al., 2007b).

Det ble undersøkt 15 bekker der 12 av bekkene er sidebekker til Verdalselva (Figur 1). Valbekken, Semsbekken og Ysseelva har utløp i Trondheimsfjorden parallelt med Verdalselva.



Figur 1 Kart over studieområdet med tiltaksbekker, kontrollbekkene, hovedelva og anvist el-fiskestasjon. El-fiskestasjonene er vist som punkter og er plassert i midten av området som ble el-fisket. Bare den anadrome sonen til vassdraget er vist. .

De undersøkte vassdragene ble delt inn i tiltaksbekker og kontrollbekker. Det er ikke gjennomført tiltak i kontrollbekkene. I tiltaksbekkene er det gjort ett eller flere tiltak der de ulike tiltakene kan deles inn i biotopforberedende tiltak, konnektivitetsforbedrende tiltak og sanering av kloakk. Biotopforbedrende tiltak er utlegg av gytegrus og store steiner. De konnektivitetsforbedrende tiltakene er tiltak som forenkler eller muliggjør vandring for fisk som utbedring av kulverter, montering av terskler, og etablering av fisketrapp. Hvilke tiltak som er gjort i hvilke bekken kan sees i Tabell 1. Totalt ble det fisket 59 stasjoner fordelt på 13 tiltaksbekker og 2 kontrollbekker. I bekkene der det er gjort tiltak er det stasjoner både oppstrøms og nedstrøms tiltakene.

Tabell 1 Oversikt over hvilke tiltak som er gjennomført i studiebekkene, når tiltakene er gjennomført, og hvor mange el-fiskestasjoner det er i hver bekk.

Kontroll er studiebekker der ikke er gjennomført tiltak. Habitatforbedrende tiltak er bekker der det er gjort restaureringstiltak som endrer den fysiske utformingen til bekken. Konnektivitetsforbedrende tiltak er tiltak som forenkler eller muliggjør fiskevandring.

Bekk	Stasjoner	Tiltakstype	Tiltak	Tiltaksår
Bjørk-/Sundbybekken	5	Kontroll	Kontroll	
Skjördalsbekken	6	Habitatforbedrende	Stein+grus, flomtiltak	2019
Rossvollbekken	2	Kontroll	Kontroll	
Follobekken	5	Konnektivitetsforbedrende	Kulper opp til kulvert	2017
Brokskitbekken	8	Konnektivitetsforbedrende	Ny kulvert med terskler	2020
Korsådalsbekken	3	Konnektivitetsforbedrende	Ny kulvert med terskler	2017
Kvisla	4	Kloakksanering	Kloakksanering	2018
Sembekken	4	Konnektivitetsforbedrende	Fisketrapp	2018
Stubbekken	2	Konnektivitetsforbedrende	Ny kulvert med terskler	2017
Eklobekken	2	Konnektivitetsforbedrende	Ny kulvert med terskler	2017
Hyllbekken	2	Konnektivitetsforbedrende	Utbedring fisketrapp	2019
Valbekken	4	Konnektivitetsforbedrende	Terskler montert	2019
Kvellstadbekken	5	Konnektivitetsforbedrende	Terskler montert	2019
Karidalsbekken	3	Konnektivitetsforbedrende	Terskler Montert	2021
Ysseelva	4	Habitatforbedrende	Erosjon+Stein	2020

3 Innsamling av data

3.1 Elektrofiske

Elektrofiske ble gjennomført i tidsrommet 23. august – 6. september med elektrofiskeapparatene GeOmega FA-4 35-70 Hz og TERIK FA-4 etter metodikken som er beskrevet i Bohlin et al. (1989). I hver stasjon ble det gjennomført tre overfiskinger med minimum 30 minutters ventetid mellom hvert overfiske fra første start til ny start.

Dersom det ble fanget 0 eller 1 fisk på den første overfiskingen ble det ikke foretatt flere overfiskinger. Et unntak var Brokskitbekken stasjon 5 og 6, der det ikke ble foretatt flere overfiskinger selv om det ble fanget tre fisk på første overfiske. Dersom det ble fanget en eller to fisk på andre overfiskingsrunde ble det ikke en tredje overfiskingsrunde. Kvisla stasjon 1 og Rossvollbekken stasjon 1 ble fisket over tre ganger selv om det ble fanget kun én fisk på første og andre overfisking. Etter

hver overfisking ble fiskens gaffellengde målt til nærmeste mm. Etter alle overfiskingene på hver stasjon ble fisken satt tilbake der de ble fanget.

3.2 Habitatkartlegging

Hele lengden på stasjonen ble målt med målebånd. Deretter ble stasjonen delt inn i fem tverrtransekter jevnt fordelt i stasjonen, to transekt på hver sin ende av stasjonen og tre jevnt fordelt i midten. Innenfor hver tverrtransekt ble det målt flere miljøvariabler (Tabell 2). Hulrom i bunnsubstratet ble målt ved bruk av en kvadratisk metallramme på 0,5 m² og en PVC-slange med en diameter på 13 mm. På PVC-slangen ble det markert lengder på 2-5 cm, 5-10 cm og >10 cm, som tilsvarer små, mellomstore og store hulrom. Metallrammen ble plassert tilfeldig innenfor de respektive tverrtransektene før PVC slangen ble ført ned i substratet. Hulrommet ble bestemt av hvor mye av de markerte lengdene som fikk plass i substratet. For eksempel, hvis markeringen på 2-5 cm fikk plass i substratet, men ikke markeringen på 5-10 cm så ble det notert som ett hulrom på 2-5 cm. Vannhastighet ble målt på to ulike metoder, felles for begge metodene var at vannhastigheten ble målt øverst i vannsøylen i midten av bekken. Første metode som ble benyttet var en vannhastighetsmåler (Global water flow probe, modell FP111). Det ble også brukte en stoppeklokke og tommestokk for å finne ut hvor lang tid ett blad brukte på 1 meter. Variablene skygge over elvebredde, elvekant og vannspeilet samt mosedekke og påvekstalger ble alle vurdert prosentvis (Tabell 2). Substratstørrelsen ble delt inn i fem ulike kategorier basert på størrelsen til substratet i intervallet; leire og sand (0-2 mm) til store steiner(>250 mm). Dybden i transektet ble målt på fem forskjellige punkter langs tverrtransektet. Død ved og kulper ble talt opp for hele stasjonen, de andre miljøvariablene ble målt innenfor hvert tverrtransekt. Resultatene fra habitatkartleggingen for feltperioden 2021 er vist i Vedlegg 6.

Tabell 2 Oversikt over de kartlagte miljøvariablene og deres klassegrense/spesifikasjoner.

Miljøvariabel	Beskrivelse/kategoriseringer
Lengde på stasjonen	Hele stasjonen i meter
Bredde	I hele meter
Dybde	Dybde ved 10, 25, 50, 75, 90 % av transektets bredde
Substrat	Prosentfordeling av substratet (0-2, 2-20, 20-100, 100-250, >250 mm)
Hulrom	Antall (2-5 cm, 5-10 cm, >10 cm) innenfor 0,5m ²
Vannhastighet	Midtstrøms i vannoverflaten (m/s)
Vegetasjonsskygging vannspeil	I hele %
Vegetasjonsdekket flomsonen	0 %, 1-25 %, 26-50 %, 51-75 %, 76-90 %, >90 %
Vegetasjonsdekket elvekant	0 %, 1-25 %, 26-50 %, 51-75 %, 76-90 %, >90 %
Mosedekke på bunn	0 %, 1-33 %, 34-66 %, >66 %
Påvekstalger på bunn	0 %, 1-33 %, 34-66 %, >66 %
Antall kulper i stasjonen	>2m ² flatt vann
Antall død ved i stasjonen	>10 cm, >1 m og kvistvaser.

3.3 Miljødata

Det ble innhentet miljødata fra flere målestasjoner i nærhet til Verdalselva for årene det ble gjennomført feltarbeid. Vannføring og lufttemperatur ble hentet inn fra NVE sin målestasjon på Grunnfoss (Nr:127.6.0) (Anonym, 2021b). Snødybde og nedbør ble hentet inn fra Meteorologisk institutt sin stasjon på Buran (Nr:69960) (Anonym, 2021a). Variablene vannføring, lufttemperatur og nedbør ble innhentet på dagsbasis, men var avgrenset til vekstsesongen (1. mai-30. september). Data om snødybde ble innhentet for hver dag gjennom hele året.

3.4 Data fra tidligere år

I analysene av 2015-2021-dataene ble det brukt tetthetsdata og habitatkartleggingsdata fra: (Hol, 2018; Pedersen, 2021; Richenberg, 2019; Vårhus, 2016). For å illustrere endringen i bestandsstørrelse ble fisketetthetsdata hentet fra Pedersen et al. (2021). Det var forskjeller i datasettene mellom de tidligere årene. I 2015 og 2016 ble det undersøkt færre bekker og stasjoner enn i de senere

analyseårene. Dette er fordi flere bekker og stasjoner har blitt inkludert i prosjektet etter hvert som det har blitt gjort flere tiltak.

3.5 Bearbeiding av data.

Rådataene ble bearbeidet i Microsoft Excel 2012 og R versjon 4.1.1.

Ved bearbeiding av habitatdataene ble de prosentvise intervallene i habitatvariablene (Tabell 2) omgjort til en verdi. Mose og algedekke 1-33 % ble satt til 16 %, 34-36 % ble satt til 50 %, og >66 % ble satt til 75 %. Vegetasjonsdekket over flomsone, elvekant og vannspeil; 1-25 % ble satt til 12%, 26-50 % ble satt til 33%, 51-75 % ble satt til 63 %, 76-90 % ble satt til 83 % og >90 % ble satt til 92%. Variablene hulrom ble regnet om til vektet skjul med formelen:

$$S1 + 2 * S2 + 3 * S3$$

der S1,S2 og S3 står for antall hulrom i størrelsen: 2-5 cm, 5-10 cm, >10 cm. Dette ble gjort for å kvantifisere skjulmulighetene i tverrtransektet. Variabelen substrat ble omregnet til en verdi for hvert transekt med formelen:

$$U1/100 * 1 + U2/100 * 11 + U3/100 * 60 + U4/100 * 175 + U5/100 * 625$$

Der U1, U2, U3, U4 og U5 står for antall prosent av substratstørrelsene i intervallet: 0-2 mm, 2-20 mm, 20-100 mm, 100-250 mm, >250 mm.

Videre ble gjennomsnittsverdier regnet ut for alle miljøvariablene innenfor hver stasjon slik at det ble en verdi for hver stasjon.

For å aldersbestemme yngelen måtte fiskens gaffellengde (GL) konverteres til estimert totallengde (TL) ved hjelp av formelen:

$$TL = 1,06 * GL - 0,97$$

Formelen er hentet fra tidlige års masteroppgaver og hadde en forklaringsverdi på: $R^2=0.997$ (Pedersen, 2021). Aldersbestemmingen ble gjort ved å sette et lengdeskille mellom 0+ og >0+ basert på lengdefordelingen til fiskefangsten innenfor hver stasjon i hver bekk. Dette ble vurdert subjektivt ut fra en antagelse om at 1+ sin lengdefordeling ikke overlapper med 0+ sin lengdefordeling. Videre ble tettheten av ungfisk 0+ og > 0+ i bekken regnet ut etter Zippin (1958). For å inkludere null observasjoner i stasjonene og unngå $\ln(0)$ ble fisketettheten $\ln(x+1)$ transformert. I stasjoner der det

ble fanget flere fisk i andre overfiske enn første, som oftest på grunn av endrede fiskeforhold som endra lysforhold og/eller nedbør, ble fangstene i de to rundene byttet om. I noen tilfeller var fangbarheten i en stasjon veldig lav $<0,1$. I slike tilfeller ble den gjennomsnittlige fangbarheten for de andre stasjonene i bekken benyttet i stedet for den respektives stasjonens fangbarhet.

Fra miljødataene ble det regnet ut daglige gjennomsnittsverdiene for nedbør, vannføring og temperatur. Deretter ble 90 % persentilen beregnet for maksimal nedbør og maksimum og minimums vannføring og temperatur. For variabelen snødybde ble siste dag med snø notert for hvert år. Dette ble gjort for å få en vurdering av lengden på vekstsesongen.

3.6 Statistiske analyser

Modellen som ble benyttet i de statistiske analysene er designet ut fra hva som påvirker tettheten av 0+ i prosjektet. I tråd med hypotesene i oppgaven ønsker jeg å estimere i hvilken grad tettheten av 0+ påvirkes av konkurranse med eldre årsklasser (biotisk), påvirkning fra miljøet i bekken (abiotisk), restaureringstiltakene som er gjennomført (tiltakseffekter) og påvirkning fra det ytre miljø (miljødata). Modelltilnærmingen kan illustreres med den generiske formelen:

$$\text{Tetthet av } 0+ = \text{Biotisk} + \text{Abiotisk} + \text{Tiltakseffekter} + \text{Miljødata (Modell 1)}$$

- Biotiske faktorer
 - Tetthet av >0+
- Abiotiske faktorer
 - PC-scoringer fra ordinasjonsanalyse av habitatdataene
- Tiltakseffekter
 - Over og under tiltaket
 - År etter siste gjennomførte tiltak
 - Tiltakstype
 - Før og etter tiltaket
- Miljødata
 - Temperaturregime
 - Siste dag med snø
 - Vannføringsregime
 - Nedbørsregime

Effekten «År etter siste gjennomførte tiltak» ble også modellert som kvadrateffekter der en forventet ikke-lineære effekter med optimum eller minimum.

Det ble gjennomført to sett med analyser av fisketetthetsdataene, én for året 2021, og én for 2015-2021. 2015-2021-analysen inneholdt data fra 2015 (Vårhus, 2016), 2017 (Hol, 2018), 2018 (Richenberg, 2019), 2020 (Pedersen, 2021) og 2021. Analysen for 2021 ble gjennomført for å undersøke hvilke miljøvariabler som påvirker yngeltettheten det inneværende året. Analysen for 2015-2021 gjorde det mulig å studere effekten av tid etter tiltak på tettheten av yngel.

For 2015-2021 analysen ble miljøvariablene vegetasjonsdekket over flomsone og elvekant slått sammen til en gjennomsnittlig verdi og fikk navnet vegetasjonsbredde. Vektet skjul, død ved og kulper ble fjernet fra analysen på grunn av manglende registreringer fra tidligere år.

Begge analysene følger samme metode som Richenberg (Richenberg, 2019) og Pedersen (Pedersen, 2021) med noen unntak. I 2015-2021-analysen blir miljødata tatt med som en ekstra effekt i modellseleksjonen da datasettet nå begynner å ta form av en tidsserie. Eventuelle miljøeffekter vil kunne åpne for å predikere yngeltettheten fremover i tid. Karidalsbekken ble utelatt fra analysen på grunn av manglende habitatkartleggingsdata fra tidligere år. Det er også gjort endringer i tiltakseffekten; år etter sist gjennomførte tiltak. De foregående studiene har satt «kontroll» som verdien for kontrollbekkene. I denne studien får kontrollbekkene verdi 0 og bekkene som tidligere har hatt verdi 0 har verdien 0,1.

For å fjerne iboende kolinæritet mellom habitatvariablene og redusere dimensjonaliteten i disse ble det gjennomført en ordinasjonsanalyse med pakken «Vegan» (Oksanen et al., 2013). Først ble det gjennomført en ubeskranket detrended correspondence analysis (DCA) der første akselengden ble estimert til 1,7 for 2021 analysen og 2,7 for 2015-2021 analysen. Begge akselengdene var under en anbefalt grenseverdien på 3 (Lepš & Šmilauer, 2003) og det ble derfor gjennomført en prinsippal komponent analyse (PCA) (Lepš & Šmilauer, 2003).

For å undersøke i hvilken grad tettheten av yngel blir påvirket av tiltakene og miljøvariablene ble det gjennomført en modellseleksjon mellom kandidatmodeller som utgjorde varianter av modell 1 ved hjelp av en n-korrigert versjon av Akaike's informasjonskriterium (Akaike 1974), AICc. Her ble pakken «AICcmodavg» (Mazerolle & Mazerolle, 2017) benyttet. For å inkludere både fikserte og tilfeldige effekter ble miksede lineære modeller (LME) tilpasset ved hjelp av R-pakken «lme4» (Bates et al., 2015). I modellene for 2021 analysene var bekk inkludert som en tilfeldig faktor. For 2015-2021 analysen ble bekk og stasjon inkludert som tilfeldige faktorer. I alle modellene var >0+ inkludert som

effekt for å modellere *a priori* antatt interkohortkonkurranse. For 2021 analysen var ikke tiltakseffektene år-etter-tiltak eller før- etter inkludert i modellseleksjonen.

For å unngå for mange kandidatmodeller ble modellseleksjonen gjort i ulike steg. Først ble det etablert kandidatmodeller som inkluderte variablene tetthet av >0+ og PC-scoringene fra habitat-PCAen. Modellen som fikk lavest AICc verdi ble deretter videreført i modellseleksjonen og kombinert med de ulike tiltakseffektene. I modellseleksjonen for 2015-2021 ble modellen med lavest AICc verdi, etter kombinasjon med tiltakseffekter, kombinert med miljødata.

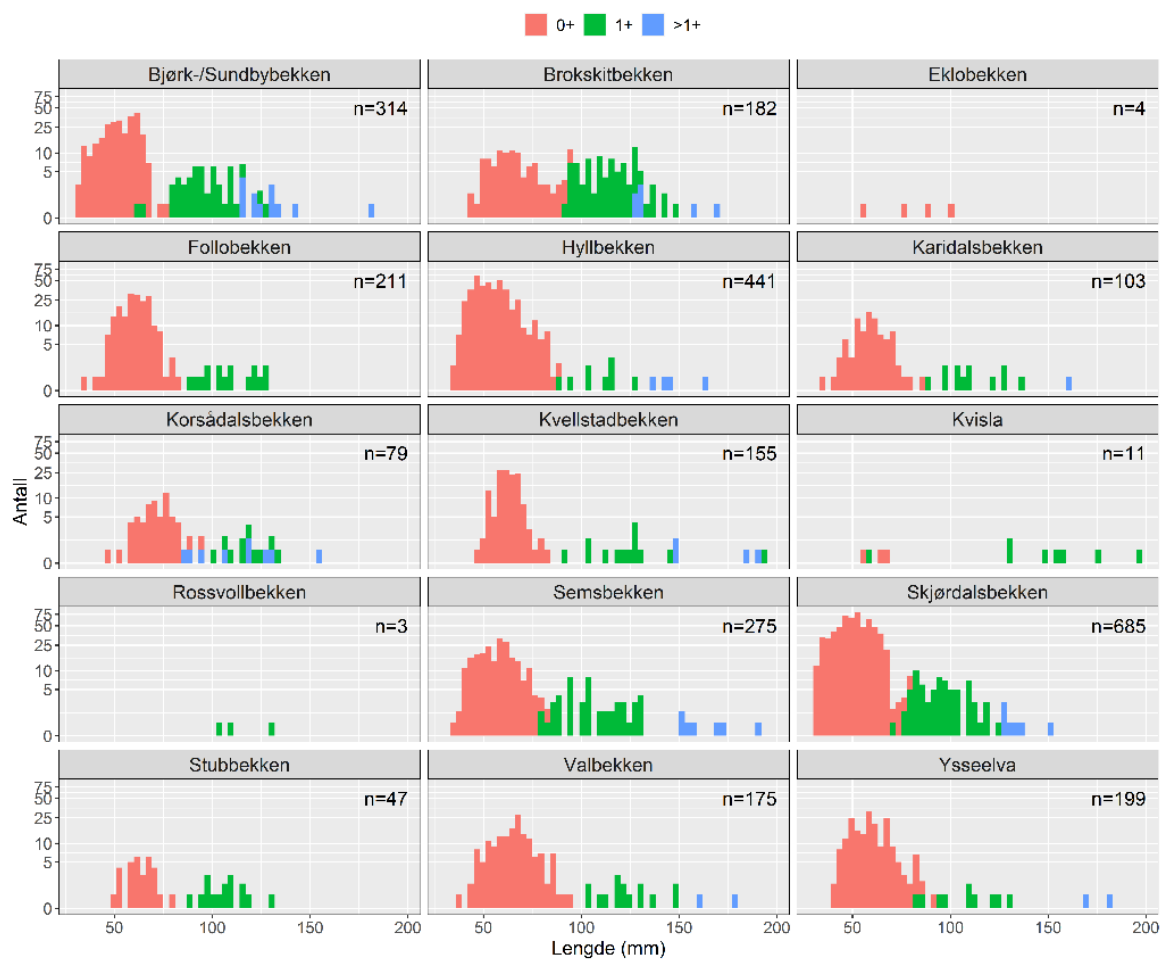
For å undersøke hypotesen H2.1- Øker tettheten av 0+ over de konnektivitetsfremmende tiltakene? ble det gjennomført en modellseleksjon, med dataene fra 2015-2021, der bare tiltakstypen «konnektivitetsforbedrende tiltak» ble undersøkt. Modellseleksjonen ble gjennomført på samme måte som for 2015-2021-analysen.

For de utvalgte modellene fra hver analyseperiode ble det utført en variasjonsanalyse (ANOVA) ved hjelp av pakken LmerTest (Kuznetsova et al., 2017). For å se på modellenes R^2 ble pakken R2glmm (Jaeger, 2017) benyttet. Det ble også sett på de utvalgte modellenes residualplot der alle residualene var jevnt fordelt rundt 0. De tilfeldige effektene til modellen ble deretter plottet for alle de undersøkte modellene.

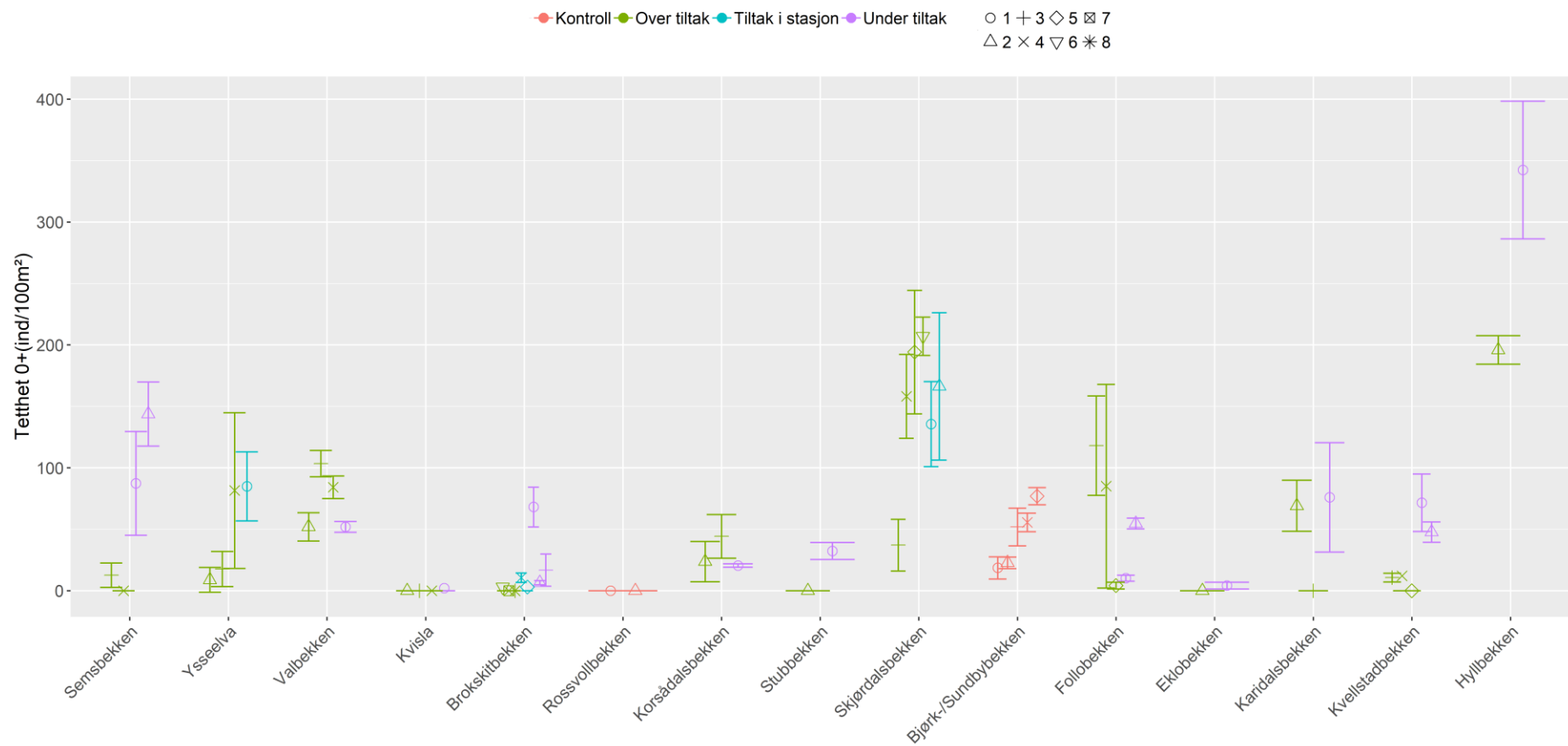
4 Resultater

4.1 Variasjon i ungfisktetthet i tid og rom

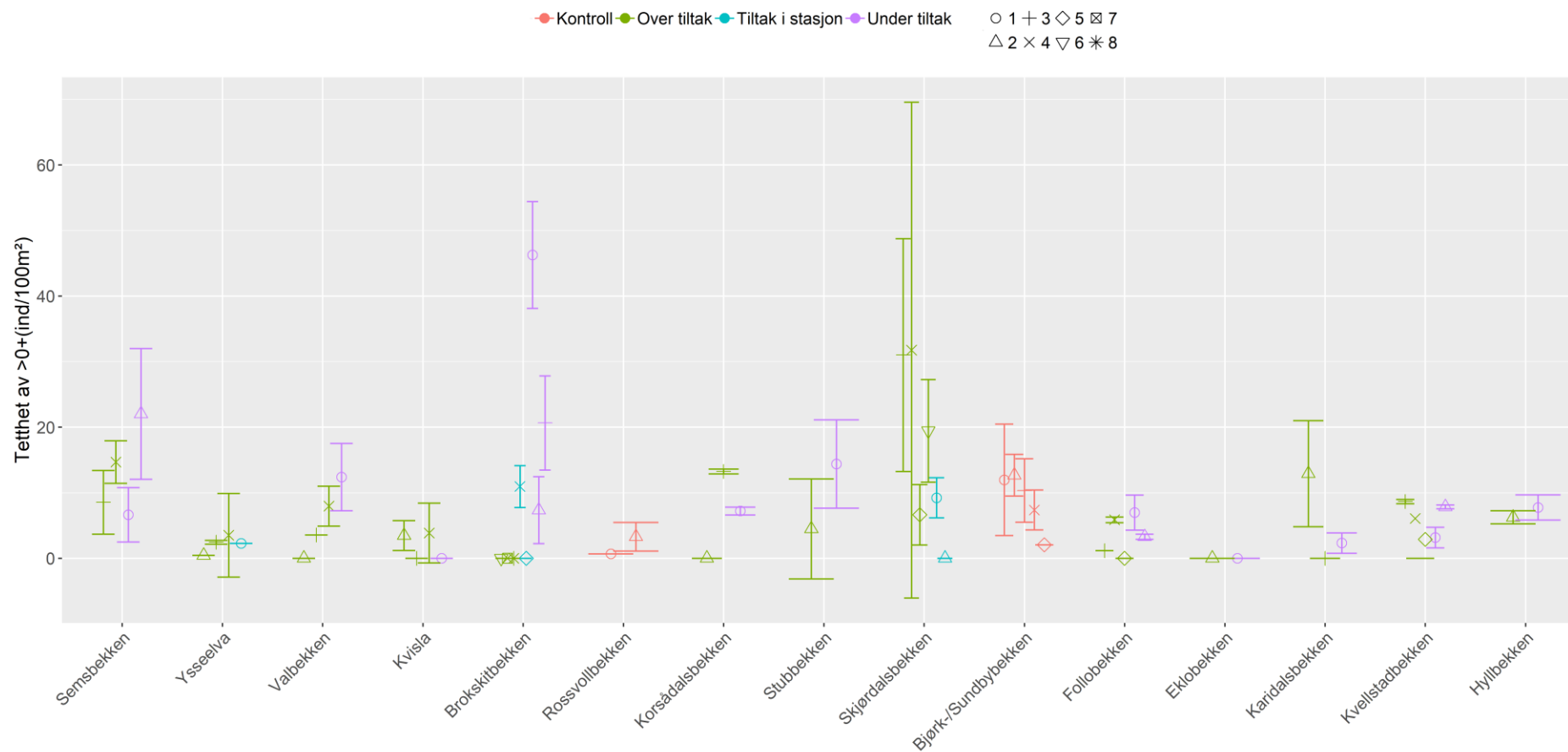
I løpet av feltperioden 2021 ble det fanget 2884 fisk fordelt på 2467 0+, 361 1+ og 56 >1+, der alle var mellom 2,2 cm og 19,6 cm (Figur 2). Flest fisk ble fanget i Skjördalsbekken og færrest fisk ble fanget i Rossvollbekken. For 0+ skilte Hyllbekken og Skjördalsbekken seg ut med høye tettheter for alle stasjonene og Kvisla, Rossvollbekken og Eklobekken hadde lavest tetthet (Figur 3). For >0+ hadde Brokskitbekken stasjon 2 og Skjördalsbekken stasjon 3 og 4 høyest tetthet (Figur 4).



Figur 2 Lengdefordeling i (gaffellengde i mm) av ørret i de 15 studiebekkene. Total mengde fisk fanget og antall fisk i de forskjellige aldersgruppene vises for hver bekk. Alder fastsatt fra lengdefordelingen er indikert med ulike farger. Merk at y-aksen er på log₁₀-skala.

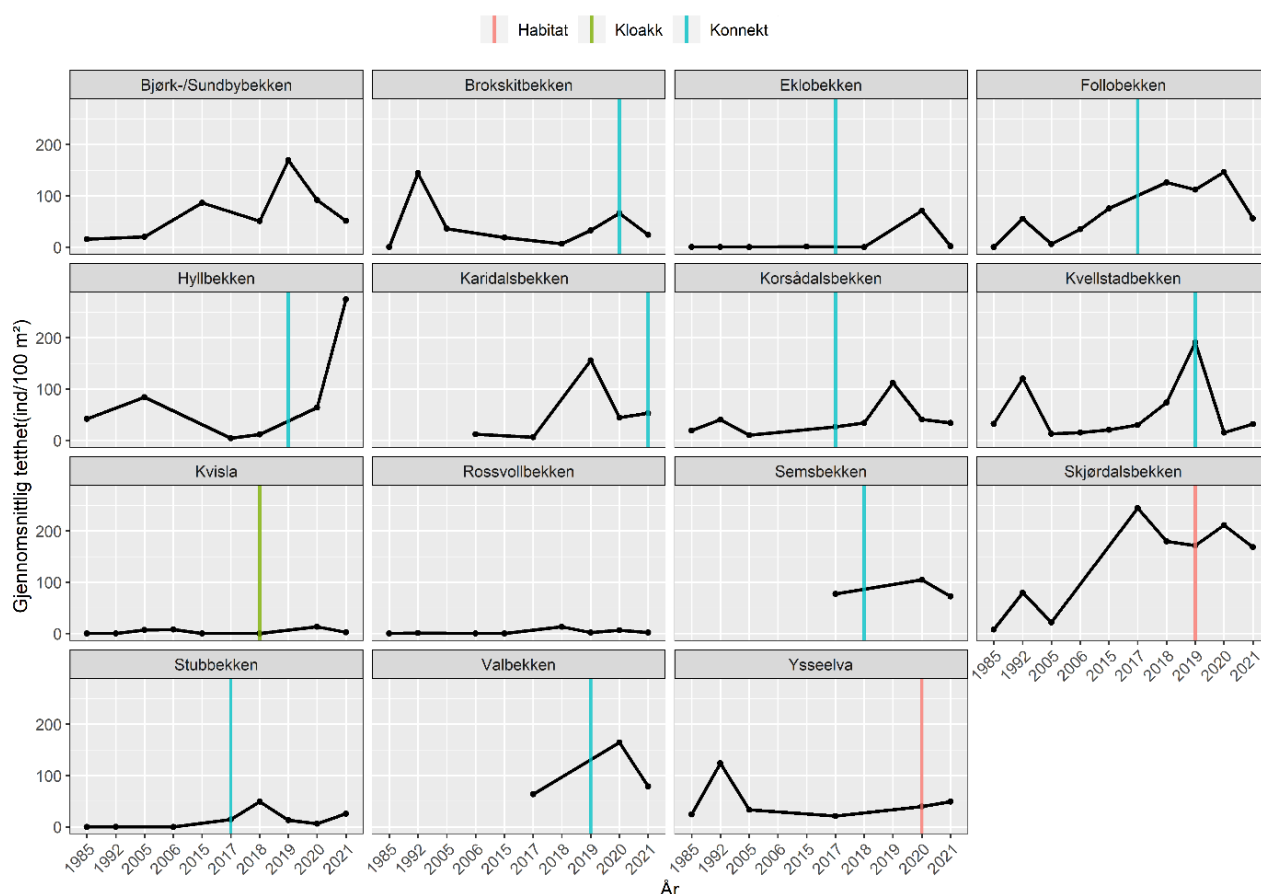


Figur 3 Gjennomsnittlig 0+tetthet i studiebekkene fordelt på stasjon og hvor stasjonen ligger i forhold til eventuelle restaureringstiltak. Bekkene er vist på x-aksen og tettheten av 0+ er vist på y-aksen. Bekkene er fordelt nedstrøms til oppstrøms. Variasjonsstrekene er 90 % konfidensintervall for fisketetthetene for hver enkelt stasjon.



Figur 4 Plotdiagram over tettheten av >0+ i studiebekkene fordelt på stasjon og hvor stasjonen ligger i forhold til restaureringstiltaket. Bekkene er vist på x-aksen og tettheten av >0+ er vist på y-aksen. Bekkene er sortert i forhold til hvor de befinner seg langs Verdalselva. Bekker til venstre i plottet er nederst i Verdalselva og bekkene til høyre er øverst i hovedelva. Variasjonsstrekene er 90 % konfidensintervall for fisketetthetene for hver enkelt stasjon.

Den gjennomsnittlige fisketettheten hadde økt i de fleste av studiebekkene fra 1985 til 2021 (Figur 5). Det er bare Semsbekken som har hatt en svakt negativ trend i tetthet. Etter siste gjennomførte tiltak er det stor årlig variasjon i fisketetthetene der noen studiebekker får en økning i fisketetthetene og andre bekker får en stabilisering eller en reduksjon. Bekken som har hatt størst positiv endring i tetthet fra forrige el-fiskerunde (2020) var Hyllbekken som fikk en økning på 329 % fra 64 fisk /100 m² i 2020 til 275 fisk/100 m² i 2021. Bekken med størst nedgang siden forrige el-fiskerunde (2020) var Eklobekken med en nedgang på 97 %. Fra 1985 til 2021 skiller Hyllbekken og Skjördalsbekken seg ut fra de andre bekkene med store økninger i gjennomsnittlig fisketetthet. Kvisla, Rossvollbekken og Stubbekken skilte seg ut fra de andre bekkene med lave fisketettheter.



Figur 5 Oversikt over den gjennomsnittlige fisketettheten av ungfisk (både 0+ og >0+) per 100 m² i studiebekkene fra 1985-2021.

Det er flere år det ikke er gjennomført el-fiske i bekkene og punktene på linjen for hver bekk representerer år det ble gjennomført el-fiske. I 1985, 2005 og 2006 ble ikke tetthet estimert etter metoden til Zippin (1958) og er ment for å belyse bestandsutviklingen i bekkene. Før 2015 kan antall stasjoner i bekkene være forskjellig fra 2015-2021. Etter 2015 er metoden stort sett lik. På grunn av forskjellig antall stasjoner i bekkene de forskjellige årene kan utviklingen i den totale fisketettheten være positiv selv om den gjennomsnittlige fisketettheten er negativ. De fargede vertikale linjene viser år og hvilket tiltak som ble gjort i hver enkelt bekk. Rød stripe=Habitatforbedrende tiltak, Grønn stripe=Kloakksanering, Konnektivetsforbedrende tiltak= Blå og Kontrollbekkene=Ingen farge. Data hentet fra Pedersen et al. (2021).

5 Analyser av 2021-data

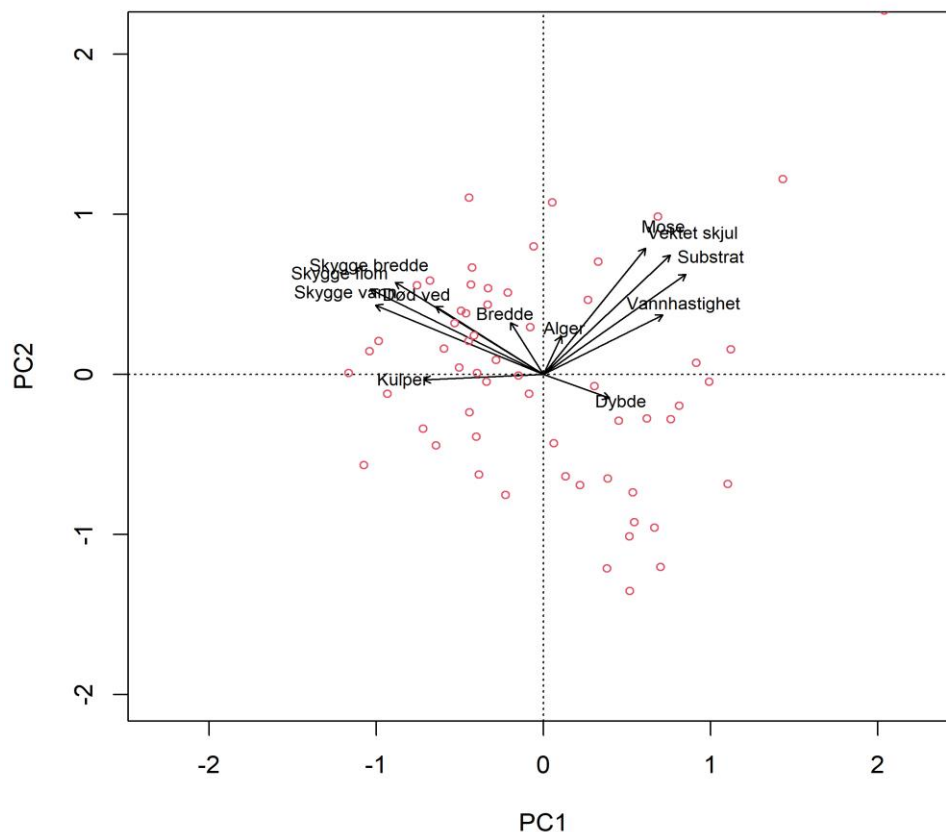
5.1 Habitatvariasjonen

Ordinasjonsanalysen av habitatvariablene ga prinsipalcomponenter PC1-3 som henholdsvis forklarte 32,4 %, 15,1 % og 12,4 %. De forklarte til sammen 59,9 % av variasjonen (Tabell 3). Biplotet der PC1 er plottet mot PC2 viser at miljøvariablene alger, vannhastighet, substrat, skjul og mose var positivt korrelert med hverandre. Bredden i bekken og andel skygge over flomsonen, elvebredden og vannspeilet var positivt korrelert, og negativt korrelert med dybden i transektet. Andelen kulper var svakt negativt korrelert med dybden i transektet langs PC1 (Figur 6).

Tabell 3 PCA-verdiene fra PCA analysen for data innsamlet feltperioden 2021.

Den viser egenverdi, kumulativ andel og andel forklart for PC1-PC6.

Viktigheten av komponenter						
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Egenverdi	3,8933	1,8125	1,4873	1,16891	0,96468	0,73983
Andel forklart	0,3244	0,1510	0,1239	0,09741	0,08039	0,06165
Kumulativ andel	0,3244	0,4755	0,5994	0,69683	0,77722	0,83887



Figur 6 Biplot med aksene PC1 og PC2 som viser hvordan miljøvariablene innhentet i feltperioden 2021 påvirker hverandre.

Alle miljøvariablene utenom kulp og død ved er gjennomsnittsverdier av transektene i el-fiskestasjonen. Kulper og død ved er antallet i hver stasjon. PC1 og PC2 forklarer til sammen 47,5 % av variasjonen der PC1 forklarer 32,42 og PC2 forklarer 15,1 % (Tabell 3)

5.2 Effekter av habitat, miljø og tiltak på 0+-tetthet

Modellen med lavest AICc verdi inneholdt effektene over - under og tettheten av >0+ (Tabell 4).

Denne modellen hadde AICc-støtte på 70 % og forklarte 30,5 % av variasjonen ($R^2=0,305$) i 0+-tettheten. De øvrige kandidatmodellene hadde alle en $\Delta AICc$ på 4,57 eller høyere og blir ikke videre vurdert. Variablene PC1, PC2 og tiltakstype er ofte inkludert i modellene.

Tabell 4 Oversikt over de 10 modellene med mest støtte fra 2021 dataene og viser hvilke tiltak og miljøvariabler som påvirker tettheten av 0+.

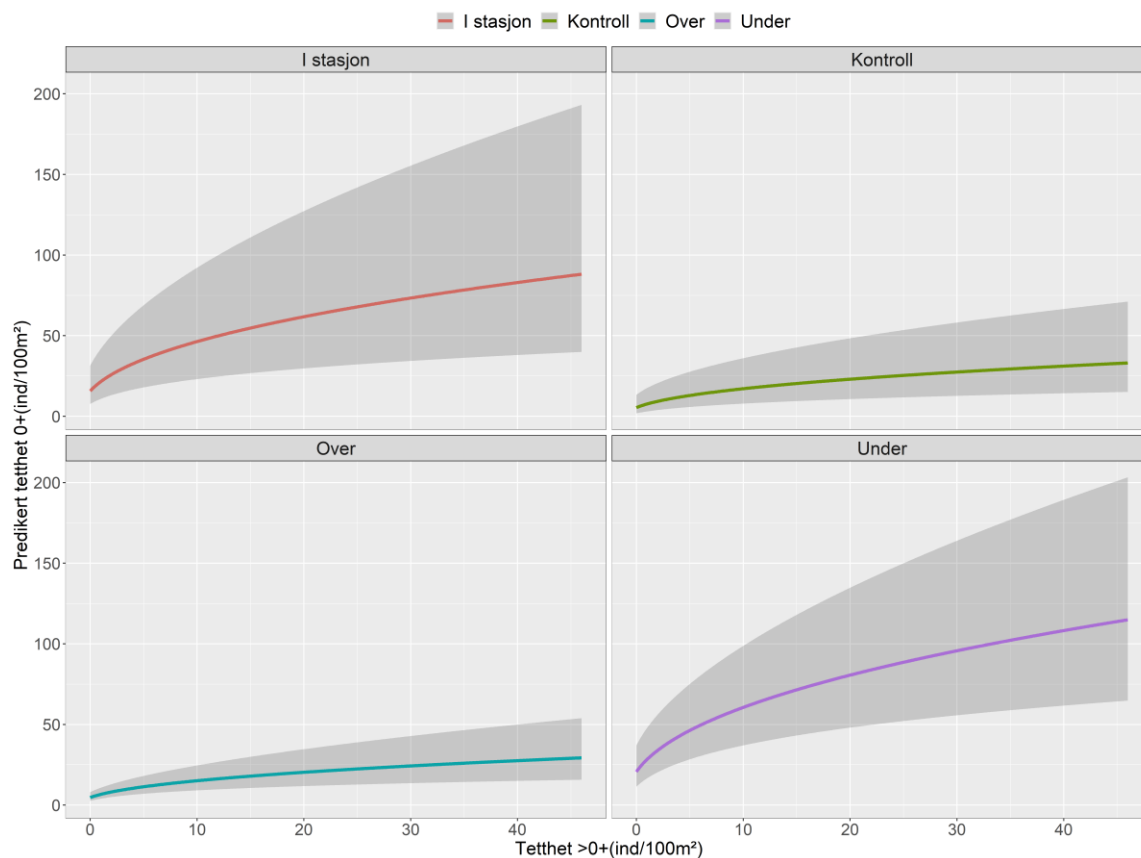
Over.under = Oppstrøms/nedstrøms tiltakene. Tiltakstype = Kontrollområder, Kloakksanering, Habitattiltak eller konnektivitetsforbedrende tiltak. PC1, PC2, PC3 = Miljøvariablene innhentet fra feltsesongen 2021 (Tabell 3 og Figur 6). $\ln(N_{>0+}+1)$ = Tettheten av >0+. K = Antall parametere i modellen. $\Delta AICc$ = Delta AICc. AICcWt = Vekt av AICcWt. CumWT = Kumulativ vekt av AICc verdiene. LL = Log likelihood.

Modell	K	AICc	$\Delta AICc$	AICcWt	CumWt	LL
Over.under+ $\ln(N_{>0+}+1)$	7	217,18	0,00	0,70	0,70	-100,49
$\ln(N_{>0+}+1)$	4	221,75	4,57	0,07	0,77	-106,50
PC2* $\ln(N_{>0+}+1)$	6	222,50	5,33	0,05	0,82	-104,44
PC1+ $\ln(N_{>0+}+1)$	5	222,76	5,58	0,04	0,87	-105,81
PC2+ $\ln(N_{>0+}+1)$	5	222,90	5,72	0,04	0,91	-105,88
Tiltakstype+ $\ln(N_{>0+}+1)$	8	223,46	6,29	0,03	0,94	-102,29
PC3+ $\ln(N_{>0+}+1)$	5	223,87	6,70	0,02	0,96	-106,37
Over.under* $\ln(N_{>0+}+1)$	10	224,22	7,04	0,02	0,98	-99,82
PC3* $\ln(N_{>0+}+1)$	5	224,73	7,55	0,02	1,00	-105,56
PC1* $\ln(N_{>0+}+1)$	6	228,34	11,17	0,00	1,00	-107,36

Den utvalgte modellen (Tabell 5 og Figur 7) predikerer at tettheten av 0+ øker med økende tetthet av >0+, effekten er statistisk signifikant ($p = 0,01$, Tabell 5). Modellen predikerer også at tettheten av 0+ er høyest nedstrøms tiltakene etterfulgt av der tiltakene er gjennomført i el-fiskestasjonen, den laveste tettheten befinner seg oppstrøms tiltakene og i kontrollområdene. Denne effekten er også statistisk signifikant ($p < 0,01$, Tabell 5). Høyest tetthet av 0+ vil en få nedstrøms tiltakene ved høye tettheter av >0+. Lavest tetthet vil en få oppstrøms tiltakene der tettheten av >0+ er lav (Figur 7).

Tabell 5 Parameterestimer og analyse av varians (ANOVA) for modellen med lavest AICc verdi i Tabell 4. Fikserte effekter til venstre, tilfeldige effekter til høyre og ANOVA nederst. Over.under: Kontroll = Kontrollbekker. Over.under: Over= Oppstrøms tiltaket. Over.under :Under= Nedstrøms tiltaket. Skjæringspunktet utgjør «i stasjon»-tiltaket.

Parameterestimer					
Fikserte effekter			Tilfeldige effekter		
Parameter	Estimat	Standard feil	Parameter	Varians	Standard avvik
Skjæringspunkt	2,81	0,69	Bekk	2,06	1,43
Over.under: Kontroll	-0,96	0,79	Residualer	1,15	1,07
Over.under: Over	-1,08	0,63			
Over.under: Under	0,26	0,68			
$\ln(N_{>0}+1)$	0,43	0,16			
Variansanalyse					
Effekt	F	DF	Den.df	p-verdi	
Over.under	4,80	3	39,63	0,006	
$\ln(N_{>0}+1)$	7,13	1	45,86	0,010	



Figur 7 Predikert tetthet av 0+ plottet som funksjon av tetthet >0+ fordelt på hvor el-fiskestasjonen er i forhold til utført restaureringstiltak. Estimaten er fra den utvalgte modellen for 2021 analysen som framkommer av Tabell 4 og 5. Det er kun de fikserte effektene som er plottet. Over= Oppstrøms tiltaket. Under= Nedstrøms tiltaket. Kontroll= Kontrollbekkene. I stasjon= Restaureringstiltaket er gjennomført i stasjonen. Markerte grå områder er 95 % konfidensintervall.

Estimatene av de tilfeldige skjæringspunktene i den utvalgte modellen viste at Hyllbekken, Skjördalsbekken og Valbekken skilte seg ut med høyere tetthet enn gjennomsnittsbekken og Rossvollbekken og Kvisla hadde lavere tetthet (Vedlegg 1)

6 Analyser av 2015-2021-dataene

6.1 Habitatvariasjon

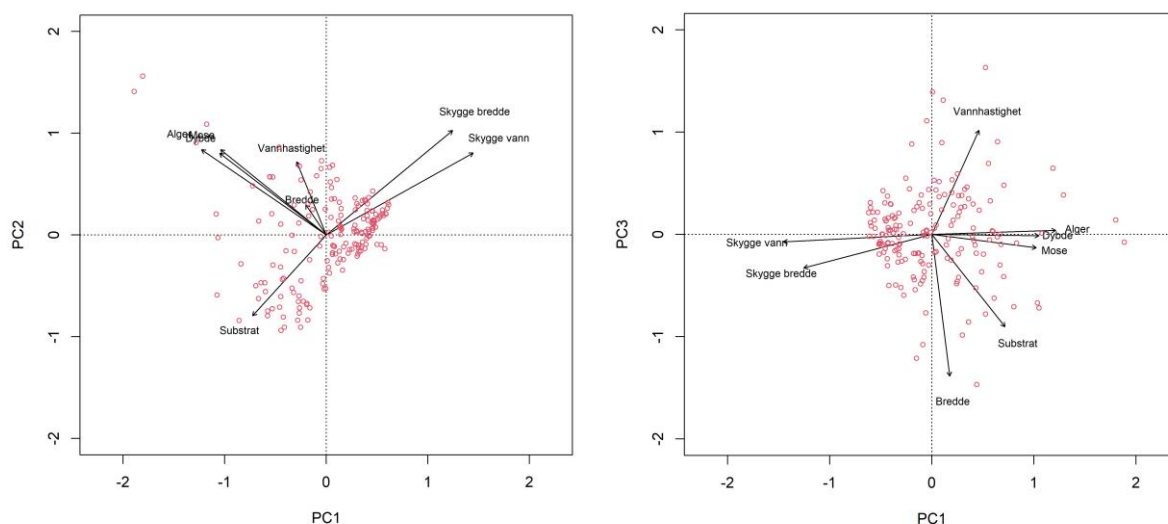
Ordinasjonsanalysen av 2015-2021 analysen viste at PC1, PC2 og PC3 forklarer til sammen 61.8 % av variasjonen. PC1 forklarte 29.7 %, PC2 forklarte 17.8 % og PC3 forklarte 14,3 %.

Tabell 6 PC-verdiene fra PCA analysen for data innsamlet feltperioden 2015-2021.

Den viser egenverdi, kumulativ andel og andel forklart for PC1-P8C.

Viktigheten av komponenter								
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
Eigenverdi	2,3773	1,4238	1,1499	0,9235	0,8660	0,60065	0,43311	0,22566
Andel forklart	0,2972	0,1780	0,1437	0,1154	0,1082	0,07508	0,05414	0,02821
Samlet forklaring	0,2972	0,4751	0,6189	0,7343	0,8426	0,91765	0,97179	1,00000

Biplottet over PC1 og PC2 (Figur 8) viser at miljøvariablene skygge vann og skygge bredde er positivt korrelert med hverandre og er negativt korrelert med substrat. Bredde, vannhastighet, mose, dybde og alger er alle positivt korrelert med hverandre og er ikke negativt korrelert med noen av de andre miljøvariablene. Biplottet over PC1 og PC3 (Figur 8) viser at skygge vann og skygge bredde er negativt korrelert med dybde, alger og mose langs PC1 aksene. Bredde og substrat er positivt korrelert med hverandre og negativt korrelert med vannhastighet langs PC3 aksene. Høye PC3 verdier er representert med vannhastighet og lave PC3 verdier er representert med bredde og substrat.



Figur 8 Biplot over PC1 og PC2 (Venstre) og PC1 og PC3 (Høyre) som viser hvordan miljøvariablene påvirker hverandre.

Plottene er basert på miljøvariablene fra feltperioden 2015-2021 som vises i Tabell 6. Alle variablene er gjennomsnittsverdier for transektverdiene. Skygge vann= Prosentvis skyggedekke over vannetspeilet. Skygge bredde= Prosentvis skyggedekke over elvebredden og flomsone. PC1 og PC2 forklarer til sammen 61,8 % av variasjonen der PC1, PC2 og PC3 forklarer henholdsvis 29 %, 17 % og 14 % (Tabell 3).

6.2 Effekter av habitat, miljø og tiltak på 0+ - tetthet

Kandidatmodellen med lavest AICc verdi hadde prediktorvariablene år etter tiltak (som kvadratfunksjon), PC3, tetthet av >0+, maksimal lufttemperatur temperatur, og en interaksjon mellom PC3 og år etter tiltak (Tabell 7). Modellen forklarte 28 % av variasjonen i 0+ tetthet og hadde en AICc vekt på 0,18. Modellen med nest lavest AICc verdi hadde en $\Delta AICc$ verdi på 0,09 og inkluderte variablene PC3, år etter siste gjennomførte tiltak og over - under, det var også en interaksjon mellom år-etter-tiltak og over – under (Tabell 7). Kandidatmodellen som inneholdt prediktorvariablene PC3, tiltakstype, tetthet av >0+, heretter kalt tiltaksmodellen, hadde en $\Delta AICc$ på 1,64 og forklarte 48 % av variasjonen i 0+ tetthet. Det var tretten modeller som hadde en $\Delta AICc$ på <2. Alle modellene inkluderte PC3 som prediktorvariabel og de fleste inkluderte år-etter-tiltak og en miljøvariabel.

Tabell 7 Oversikt over de 15 modellene med mest støtte fra 2015-2021 dataene og viser hvilke tiltak og miljøvariabler og klimavariabler som påvirker tettheten av 0+.

Over.under = Oppstrøms/nedstrøms tiltakene. Tiltakstype = Kontrollområder, Kloakksanering, Habitattiltak eller konnektivitetsforbedrende tiltak. PC1, PC2, PC3 = Miljøvariablene innhentet fra feltsesongen 2015-2021 (Tabell 6 og Figur 8). ÅeT² = Kvadrateffekten av tiltakstypen «År etter tiltak». ÅeT= År etter tiltak. Før.etter= Før eller etter tiltaket ble gjennomført. Maks_Temp= Maksimum lufttemperatur. Maks_Vann = Maksimal vannføring. Siste_Snø= Siste dag med snø. Min_Vann = Minimum vannføring. Temperatur= Gjennomsnittlig lufttemperatur. Maks_nedbør = Maksimal nedbør. $\ln(N_{>0+}+1)$ = Tettheten av >0+. K = Antall parametere i modellen. $\Delta AICc$ = Delta AICc. AICcWt = Vekt av AICcWt. CumWt = Kumulativ vekt av AICc verdiene. LL = Log likelihood.

Modell	K	AICc	$\Delta AICc$	AICcWt	CumWt	LL
PC3*Maks_Temp+ ÅeT ² + $\ln(N_{>0+}+1)$	10	604,02	0,00	0,08	0,08	-291,35
PC3+ Over.under*ÅeT+ $\ln(N_{>0+}+1)$	12	604,11	0,09	0,08	0,17	-289,10
PC3*ÅeT+ $\ln(N_{>0+}+1)$	8	604,25	0,23	0,08	0,24	-293,69
PC3*Maks_Vann+ ÅeT+ $\ln(N_{>0+}+1)$	9	604,70	0,68	0,06	0,30	-292,81
PC3* Siste_snø+ ÅeT + $\ln(N_{>0+}+1)$	9	604,99	0,97	0,05	0,35	-292,96
PC3+ ÅeT+ $\ln(N_{>0+}+1)$	7	605,30	1,29	0,04	0,40	-295,32
PC3*Min_Vann+ ÅeT + $\ln(N_{>0+}+1)$	9	605,61	1,59	0,04	0,44	-293,26
PC3*Maks_Temp_09+ ÅeT + $\ln(N_{>0+}+1)$	9	605,63	1,61	0,04	0,48	-293,28
PC3+Tiltakstype+ $\ln(N_{>0+}+1)$	9	605,65	1,64	0,04	0,51	-289,88
PC3*Før.etter+ $\ln(N_{>0+}+1)$	10	605,68	1,66	0,04	0,55	-292,18
PC3+Tiltakstype* $\ln(N_{>0+}+1)$	12	605,78	1,76	0,04	0,58	-293,35
PC3+År.etter.tiltak1* $\ln(N_{>0+}+1)$	8	605,78	1,76	0,04	0,62	-294,46
PC3*Temperatur+ ÅeT+ $\ln(N_{>0+}+1)$	9	605,87	1,86	0,03	0,65	-293,40
PC3*Maks_nedbør+ ÅeT+ $\ln(N_{>0+}+1)$	9	606,19	2,17	0,03	0,68	-293,56
PC3+ $\ln(N_{>0+}+1)$	6	606,24	2,22	0,03	0,71	-296,87

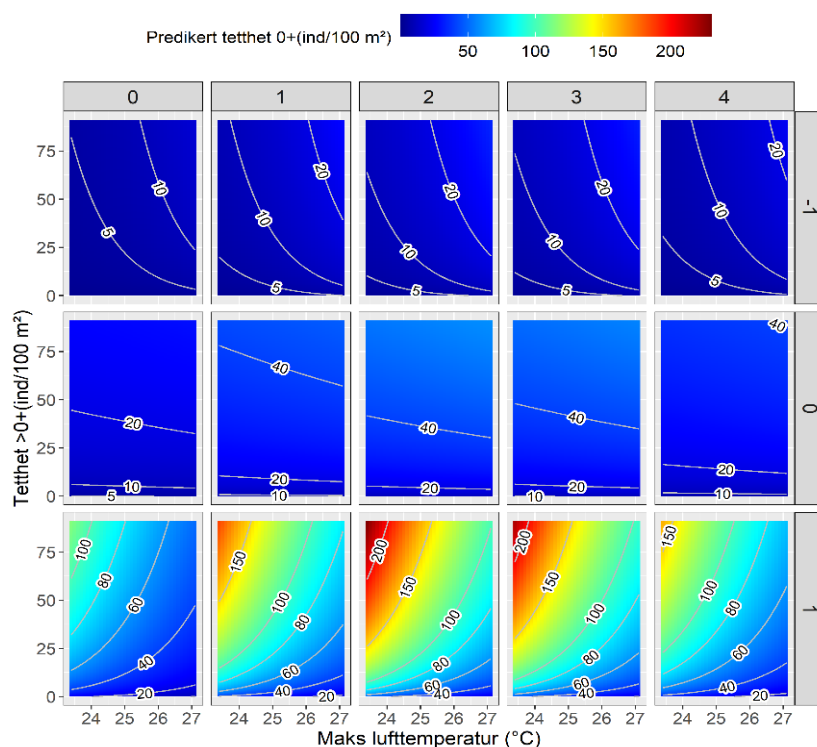
Prediksjonene fra den utvalgte modellen (Tabell 7 og 8) viste at tettheten av 0+ øker med økende tetthet av >0+, effekten er statistisk signifikant ($p > 0,01$, Tabell 8). Den kvadratiske år etter tiltak effekten estimerer at yngeltettheten øker opp mot to år etter tiltaket ($p=0,1$, Tabell 8). Interaksjonen

mellom PC3 og maksimal lufttemperatur medfører at tettheten av 0+ reduseres ved høye lufttemperaturer selv med en høy PC3 verdi, effekten er imidlertid ikke statistisk signifikant ($p=0,07$, Tabell 8). Samlet sett vil den høyeste tettheten av 0+ oppnås ved høye PC3 verdier, lav lufttemperatur, to år etter siste gjennomførte tiltak og ved høy tetthet av >0+ (Figur 9)

Tabell 8 Parameterestimer og tilhørende variansanalyse (ANOVA) for modellen med lavest AICc verdi for 2015-2021 analysen.

Fikserte effekter til venstre, Tilfeldige effekter til høyre og ANOVA nederst. År.etter.tiltak=Kvadratteffekten av år etter siste gjennomførte tiltak og viser stigningstallet opp mot maksimumsverdien. År.etter.tiltak²=Kvadratteffekten av år etter tiltak. PC3:Maks temperatur= Interaksjon mellom variablene PC3 og maksimumstemperatur.

Parameterestimer					
Fikserte effekter			Tilfeldige effekter		
Parameter	Estimat	Standard feil	Grupper	Varsians	Standard avvik
Skjæringspunkt	1,04	2,46	Analystasjon: Bekk	0,55	0,74
PC3	7,27	3,68	Bekk	1,47	1,21
Maks temperatur	-0,02	0,09	Residual	1,02	1,01
År.etter.tiltak	0,60	0,29			
År.etter.tiltak ²	-0,13	0,06			
ln(N _{>0+} +1)	0,34	0,08			
PC3*Maks temperatur	-0,24	0,13			
Variansanalyse					
Effekt	F-verdi	DF	Den.df	p-verdi	
PC3	3,90	1	129,89	0,050	
Maks temperatur	0,08	1	131,12	0,769	
År.etter.tiltak ²	2,18	2	130,80	0,116	
ln(N _{>0+} +1)	15,14	1	161,09	0,00014	
PC3*Maks temperatur	3,20	1	130,77	0,0755	



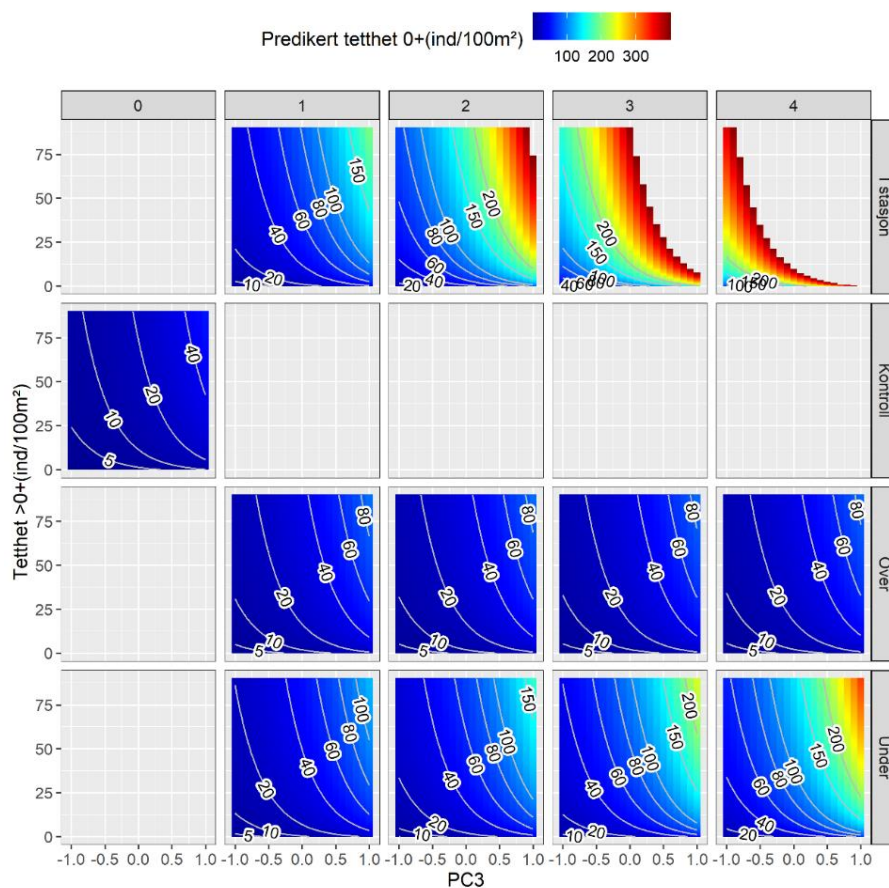
Figur 9 Predikert tetthet av O+ (antall ind/100 m², vist som fargene i plottet og tall på konturlinjene) for 2015-2021 analysen basert på den utvalgte modellen i Tabell 7 og 8. Prediksjonene er plottet som funksjon av år-etter-tiltak (gitt i de horisontale paneloverskriftene), PC3 (vertikale paneloverskrifter). Med maksimum lufttemperatur på x-aksen og tettheten av >O+ (antall individer/100 m²) på y-aksen. Kontrollbekkene er representert som 0 år etter tiltak.

Kandidatmodellen med nest mest AICc-støtte i dataene (Tabell 7 og 9) predikerte at O+ -tettheten økte med økende PC3 verdi, effekten var statistisk signifikant ($P < 0.01$, Tabell 9 & Figur 10). Tettheten av O+ ble også predikert til å øke med økende tetthet av >O+ ($p < 0.001$, Tabell 9). Interaksjonen mellom år etter tiltak og elfiskestasjonplassering predikerte høyest tetthet av O+ i stasjonen og nedstrøms tiltakene jo flere år etter tiltaket ble gjennomført, tettheten var lavere oppstrøms tiltaket (Tabell 9 og Figur 10). Når alle effektene blir vurdert samlet er den predikerte tettheten av O+ høyest ved høye PC3 verdier der restaureringstiltaket er gjort i stasjonen, fire år etter tiltaket ble gjennomført. Lavest tetthet ble predikert i kontrollområdene med lave PC3 verdier og lave tettheter av >O+ (Figur 10)

Tabell 9 Parameterestimer og tilhørende variansanalyse (ANOVA) for modellen med nest lavest AICc verdi for 2015-2021 analysen (Tabell 7).

Fikserte effekter til venstre, Tilfeldige effekter til høyre og ANOVA nederst. PC3 = Abiotiske miljøvariabler fra PCA analysen (Tabell 6 og Figur 8). Over.under = Oppstrøms eller nedstrøms tiltaket. Over.under: År.etter.tiltak = Interaksjon mellom variablene Over.under og År.etter.tiltak.

Parameterestimer					
Fikserte effekter			Tilfeldige effekter		
Parameter	Estimat	Standard feil	Effekt	Varsians	Standard avvik
Skjæringspunkt	2,01	0,73	Analysestasjon: Bekk	0,59	0,77
PC3	0,86	0,22	Bekk	1,55	1,24
Over.under Kontroll	-0,51	1,19	Residual	0,99	0,99
Over.under Over	0,01	0,62			
Over.under Under	-0,04	0,70			
År.etter.tiltak	0,78	0,42			
ln(N _{>0} +1)	0,35	0,08			
Over.under :Over: År.etter.tiltak	-0,79	0,43			
Over.under: Under: År.etter.tiltak	-0,44	0,43			
Analyse av varians					
Parameter	F	NumDF	Den.df	P-verdi	
PC3	14,34	1	146,80	0,0002	
Over.under	0,08	3	55,11	0,965	
År.etter.tiltak	5,90	1	139,43	0,016	
ln(N _{>0} +1)	17,74	1	151,79	4,322e-05	
Over.under: År.etter.tiltak	3,87	2	139,91	0,022	



Figur 10 Predikert tetthet av O+ (antall ind/100 m², vist som fargene i plottet og tall på konturlinjene) for 2015-2021 analysen basert på den utvalgte modellen i Tabell 6 og 7.

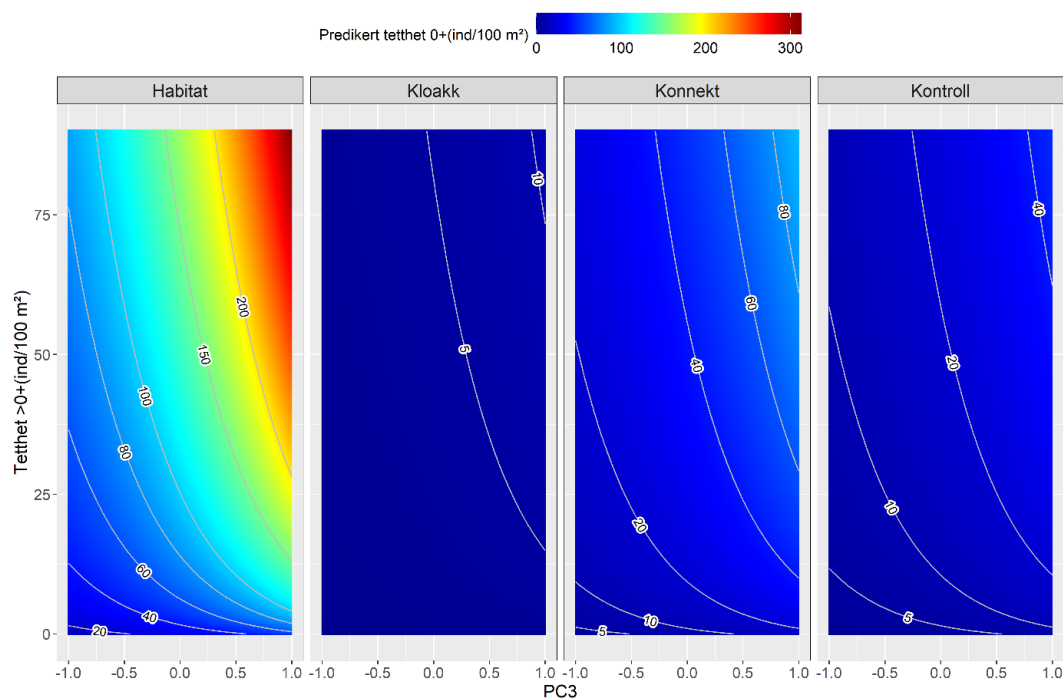
Prediksjonene er plottet som funksjon av år-etter-tiltak (gitt i de horisontale paneloverskriftene), Over-under (vertikale paneloverskrifter). Med PC3 på x-aksen og tettheten av >O+ (antall individer/100 m²) på y-aksen. Kontrollbakkene er representert som 0 år etter tiltak.

Tiltaksmodellen (Tabell 10 og Figur 11) predikerte at tettheten av O+ økte med økende tetthet av >O+ og positive PC3 verdier. Tettheten av O+ ble predikert til å være høyest i områdene med habitattiltak og nest høyest i områder med konnektivitetsfremmende tiltak. Nest lavest var tettheten i kontrollområdene og den laveste tettheten ble predikert til å være der det ble gjennomført kloakksanering (Tabell 10 og Figur 11). Effekten av PC3 og >O+ var statistisk signifikant ($P=0,004$ og $p<0,01$) (Tabell 10).

Tabell 10 Parameterestimater og tilhørende variansanalyse (ANOVA) for tiltaksmodellen fra 2015-2021 analysen (Tabell 7).

Fikserte effekter til venstre, tilfeldige effekter til høyre og ANOVA nederst. PC3 = Abiotiske miljøvariabler fra PCA analysen (Tabell 6 og Figur 8). Tiltakstype= Kloakksanering, habitattiltak og konnektivitetsforbedrende tiltak. $\ln(N_{>0}+1)$ = Tettheten av >0+.

Parameterestimater					
Fikserte effekter			Tilfeldige effekter		
Parameter	Estimat	Standardfeil	Effekt	Varians	Standard avvik
Skjæringspunkt	3,33	0,80	Analysestasjon: Bekk	0,47	0,68
PC3	0,64	0,22	Bekk	1,04	1,02
Tiltakstype: Kloakk	-3,27	1,36	Residual	1,11	1,05
Tiltakstype: Konnekt	-1,20	0,87			
Tiltakstype: Kontroll	-1,89	1,12			
$\ln(N_{>0}+1)$	0,393	0,08			
Variansanalyse					
Effekt	F-verdi	NumDF	Den.df	P-verdi	
PC3	8,14	1	157,29	0,004	
Tiltakstype	2,15	3	9,57	0,159	
$\ln(N_{>0}+1)$	20,39	1	162,30	1.20E-05	



Figur 11 Predikert tetthet av O+ (antall ind/100 m², vist som fargene i plottet og tall på konturlinjene) for 2015-2021 analysen basert på tiltaksmodellen (Tabell 10 og 7). Prediksjonene er plottet som funksjon tiltakstype (gitt i de horisontale paneloverskriftene), med PC3 på x-aksen og tettheten av >0+ (antall individer/100 m²) på y-aksen.

Estimatene av de tilfeldige skjæringspunktene i den utvalgte modellen for 2015-2021 analysen (Tabell 7 og 8) viste at Skjördalsbekken og Valbekken skilte seg ut med høyere tetthet enn gjennomsnittsbekken og Rossvollbekken og Kvisla har klart lavere tetthet (Vedlegg 2). På stasjonsnivå skilte Kvellstadbekken stasjon 1 seg ut med høyere tetthet enn gjennomsnittstasjonen og Kvellstadbekken stasjon 5 hadde klart lavest tetthet. For modellen med nest lavest AICc verdi (Tabell 7 og 9) skilte Skjördalsbekken, Bjørk /-Sundbybekken og Valbekken seg ut med høyere tetthet enn gjennomsnittsbekken og Kvisla med lavere tetthet. På stasjonsnivå hadde Kvellstadbekken stasjon 1 høyere tetthet og Follobekken stasjon 1 lavere tetthet (Vedlegg 3). For tiltaksmodellen (Tabell 7 og 10) skilte Bjørk /-Sundbybekken og Valbekken seg ut med høyere tetthet enn gjennomsnittsbekken og Rossvollbekken og Brokskitbekken hadde lavere tetthet (Vedlegg 4). På stasjonsnivå skilte Kvellstadbekken stasjon 1 seg ut med høyere tetthet enn gjennomsnittstasjonen og Kvellstadbekken stasjon 5 hadde klart lavest tetthet.

6.3 Konnektivitetsforbedrende tiltak

For å analysere problemstilling H2.1 ble det gjennomført en modellseleksjon for å se på fisketettheten oppstrøms og nedstrøms de konnektivitetsforbedrende tiltakene. Modellen med lavest AICc verdi inkluderte kun effekten tetthet >0+ (Tabell 10). Kandidatmodellen med lavest AICc verdi som inneholdt effekten over-under var den syvende mest støttede modellen – heretter kalt

konnektivitetsmodellen. Konnektivitetsmodellen hadde en $\Delta AICc$ på 4,4 , en $AICc$ vekt på 0,03 og forklarte 33,1 % av variasjonen i 0+ tetthet.

Tabell 11 Oversikt over de 10 modellene med mest støtte fra konnektivitetsdataene fra 2015-2021 og viser hvilke tiltak, miljøvariabler og klimavariabler som påvirker tettheten av 0+. Over.under = Oppstrøms/nedstrøms tiltakene. PC1, PC2, PC3 = Miljøvariablene innhentet fra feltsesongen 2015-2021 (Tabell 6 og Figur 8). Før.etter= Før eller etter tiltaket ble gjennomført. $\ln(N_{>0+}+1)$ = Tettheten av >0+. K = Antall parametere i modellen. $\Delta AICc$ = Delta $AICc$. $AICcWt$ = Vekt av $AICcWt$. $CumWt$ = Kumulativ vekt av $AICc$ verdiene. LL = Log likelihood.

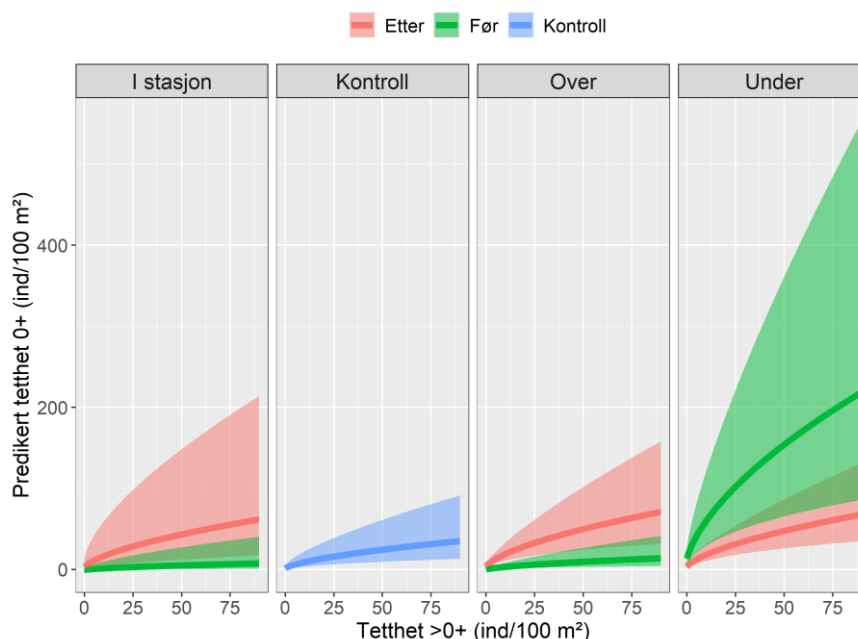
Modell	K	AICc	$\Delta AICc$	$AICcWt$	$CumWt$	LL
$\ln(N_{>0+}+1)$	5	251,01	0	0,24	0,24	-119,98
$\ln(N_{>0+}+1)$	6	251,2	0,2	0,21	0,45	-118,85
PC2+ $\ln(N_{>0+}+1)$	6	251,64	0,63	0,17	0,62	-119,07
PC2* $\ln(N_{>0+}+1)$	7	252,7	1,69	0,1	0,72	-118,33
PC1+ $\ln(N_{>0+}+1)$	6	253,32	2,32	0,07	0,8	-119,91
PC3* $\ln(N_{>0+}+1)$	7	253,7	2,69	0,06	0,86	-118,83
Før.etter*Over.under+ $\ln(N_{>0+}+1)$	11	255,41	4,4	0,03	0,88	-114,12
PC1* $\ln(N_{>0+}+1)$	7	255,73	4,72	0,02	0,91	-119,84
Nedbør+ Før.etter*Over.under+ $\ln(N_{>0+}+1)$	12	255,97	4,96	0,02	0,93	-112,86
Over.under+ $\ln(N_{>0+}+1)$	8	256,41	5,41	0,02	0,94	-118,87

Konnektivitetsmodellen predikerte at tettheten av 0+ økte med økende tetthet av >0+ uavhengig av når og hvor tiltaket er gjennomført ($p < 0,01$, Tabell 12, Figur 12). Før tiltakene ble gjennomført predikerte modellen at tettheten av 0+ var høyere oppstrøms og nedstrøms tiltaket, enn der tiltakene ble gjennomført i el-fiskestasjonen. Tettheten av 0+ oppstrøms tiltaket og i elfiskestasjonen økte etter at tiltaket ble gjennomført (Figur 12). Nedstrøms tiltakene predikerte modellen at tettheten av 0+ var lavere etter at tiltaket ble gjennomført (Figur 12). Interaksjonen mellom når og hvor el-fiske er gjennomført var statistisk signifikant ($p < 0,01$, Tabell 12)

Tabell 12 Parameterestimater og tilhørende variansanalyse (ANOVA) for konnektivitetsmodellen fra 2015-2021 analysen (Tabell 7).

Fikserte effekter til venstre, Tilfeldige effekter til høyre og ANOVA nederst. Over.under= Oppstrøms / Nedstrøms/ og i stasjonen. Før.etter= Før/ etter gjennomført tiltak eller kontroll. $\ln(N_{>0+}+1)$ = Tettheten av >0+. Før.etter * Over.under = Interaksjon mellom variablene Før.etter og Over.under.

Parameterestimater					
Fikserte effekter			Tilfeldige effekter		
Parameter	Estimat	Standardfeil	Effekt	Varians	Standardavvik
Skjæringspunkt	1,40	1,40	Analysestasjon: Bekk	0,51	0,72
Før.etter: Før	-2,01	1,59	Bekk	0,96	0,98
Før.etter: Kontroll	-0,55	1,49	Residual	1,62	1,27
Over.under: Over	0,13	1,26			
Over.under: Under	0,09	1,23			
$\ln(N_{>0+}+1)$	0,60	0,20			
Før.etterFørOver.underOver	0,43	1,73			
Før.etterFørOver.underUnder	3,17	1,69			
Analyse av varians					
Parameter	F verdi	Df	Den.df	P-verdi	
Før.etter	0,78	2	28,24	0,466	
Over.under	3,18	2	39,32	0,052	
$\ln(N_{>0+}+1)$	8,97	1	51,60	0,004	
Før.etter*Over.under	4,69	2	31,54	0,001	



Figur 12 Predikert tetthet av 0+ (antall ind/100 m²) i for 2015-2021 analysen basert på konnektivitetsmodellen (Tabell 12 og 7).

Prediksjonene er plottet som funksjon av hvor tiltaket er gjennomført (gitt i de horisontale paneloverskriftene) og når tiltaket er gjennomført (gitt som de ulike fargene på linjene). Tettheten av >0+ (antall ind/100 m²) på x-aksen og tettheten av 0+ (antall individer/100 m²) på y-aksen. De fargede områdene er 95 % konfidensintervall. I stasjon= Tiltaket er gjennomført i el-fiskestasjonen. Kontroll= Kontrollområdene. Over= Oppstrøms tiltaket. Under= Nedstrøms tiltaket.

Estimatene av de tilfeldige skjæringspunktene for konnektivitetsmodellen (Tabell 7 og 12) viste at Follobekken og Bjørk/- Sundbybekken skilte seg ut med høyere tettheter enn gjennomsnittsbekkene, og Stubbekken og Rossvollbekken har lavere tetthet (Vedlegg 5). På stasjonsnivå skiller Korsådalsbekken stasjon 2 seg ut med høye tettheter, og Semsbekken stasjon 4 og Korsådalsbekken stasjon 1 hadde lavere tetthet.

7 Diskusjon

Utviklingen i yngeltettheten har vært positiv for de fleste bekkene fra 1985-2021 der bare Stubbekken har hatt en svak negativ trend. Analysene fra 2021 viste at tettheten av 0+ var høyest nedstrøms tiltakene og lavest oppstrøms tiltakene. Samtidig økte tettheten av 0+ med økende tetthet av >0+. 2015-2021 analysen viste at tettheten av 0+ yngel er størst ved lav lufttemperatur to år etter siste gjennomførte tiltak der bekken er smal, har fint substrat, høy vannhastighet, og der tettheten av >0+ er høy. Det var også betydelig støtte i dataene for at tettheten av yngel økte opp mot fire år etter siste gjennomførte tiltak og at tettheten var størst der tiltaket var gjennomført i el-fiskestasjonen og nedstrøms tiltakene ved høye tettheter av >0+ der bekken er smal, har fint substrat

og der vannhastigheten er høy. Tettheten av yngel i bekkene var høyest der det ble gjennomført habitatiltak etterfulgt av der det ble gjennomført konnektivitetsforbedrende tiltak. Lavest var tettheten i Kvisla der det ble gjennomført kloakksanering. For konnektivitetsforbedrende tiltak økte tettheten oppstrøms tiltakene. Det var motsatt mønster nedstrøms tiltakene, der tettheten var høyest før tiltaket ble gjennomført.

S1: Hvilke abiotiske og biotiske miljøvariabler påvirker yngeltetthet hos ørret i studiebekkene i størst grad?

H1.1: Yngeltetthet blir påvirket negativt av >0+-ørret.

Min studie viste at tettheten av 0+ økte med økende tetthet av >0+, dermed kan ikke hypotese H1.1 støttes. Disse funnene vises for alle analysene som er gjennomført og er tydelig signifikant. Dette er motstridende i forhold til litteraturen der interkohort konkurranse fører til negativ korrelasjon mellom tetthet av 0+ og tettheten av >0+ (Elliott, 1994; Nordwall et al., 2011). Bohlin (1977) fant også ut at det i små bekker kan forekomme tydelige årsklassesvingninger på grunn av interkohortkonkurranse. En av grunnene for de motstridende funnene er at det i de undersøkte studiebekkene blir åpnet opp nye områder etter konnektivitetsforbedrende tiltak. Dette vil kunne gi plass til både 0+ og >0+ og generere en positiv sammenheng mellom aldersklassene opp til bæreevnen er nådd. Dette ble vist i studiene til Elliott og Hurley (1998) der tettheten av ungfisk var så lav at tettheten av 0+ ikke ble negativt påvirket av eldre aldersklasser. Tetthetsuavhengige faktorer er ofte viktigere i slike tilfeller (Elliott, 1987). I studiebekkene ser vi ett øyeblikksbilde av situasjonen i bekken der flere abiotiske faktorer kan påvirke interaksjonen og forholdet mellom 0+ og >0+.

Det ble diskutert av Richenberg (Richenberg, 2019) og Pedersen (Pedersen, 2021) at den varme tørkesommeren i 2018 ville føre til at eldre årsklasser vandret ut i hovedelven og dermed ville konkurransen mellom 0+ og >0+ være redusert. Elliott et al. (1997) viste også at tettheten av >0+ kan reduseres ved tørkesommerer og dermed redusere konkurransen mellom årsklassene. Effekten av tørkesommerer er en mulighet da sommeren 2018, 2020 og 2021 var tørr.

H1.2: Tettheten av 0+ reduseres ved økende vannhastighet?

De to modellene med lavest AICc verdi for 2015-2021 analysene og tiltaksmodellen viste at en økning i PC3 verdier gir en økning i yngeltettheten. En økning i PC3-scoringer kan kobles til en økning i vannhastighet, fint substrat og en smalere bekk (Figur 8). Hypotesen har dermed ikke støtte i mine data. Økningen i yngeltetthet med økende mengde fint substrat og økt vannhastighet er annerledes enn en kunne forvente, spesielt når den høyeste vannhastigheten som ble målt i studiebekkene var

240 cm/s. Årsyngel av ørret prefererer generelt lav vannhastighet i intervallet 10-70 cm/s , gjerne i kombinasjon med grovt substrat for å få en snute vannhastighet ned mot <20 cm/s (Heggenes, 1988a; Heggenes et al., 1999; Klemetsen et al., 2003). Når yngeltettheten i studien øker med finere substrat og vannhastighet opp mot 240 cm/s er det også naturlig å tro at snute vannhastigheten til yngelen vil være betraktelig høyere enn 20 cm/s og skiller seg derfor betydelig fra andre preferansestudier. En grunn for de motstridende funnene kan ligge i målemetoden for vannhastighet. I denne studien er vannhastigheten målt øverst i vannsøylen i midten av bekken. Ved måling av vannhastighet bør en foreta flere målinger langs tverrsnittet til bekken nær bunn.

Denne studien fant også ut at smalere bekker hadde høyere yngeltettheter enn brede bekker. Det er forskjellig fra funnene i Foote et al. (2020) sin metaanalyse der bekkens bredde ikke hadde noe innvirkning på yngeltettheten. Foldvik et al. (2017) viste derimot at smalere bekker hadde høyere ungfisktettheter på grunn av et mer gunstig habitat for ungfisk og mer alloktontilførsel. Det er også vist at utlegg av strukturer var mest effektivt i smale og mellomstore bekker kontra store bekker da de store bekkene ble for komplekse (Marttila et al., 2019; Stewart et al., 2009). Denne effekten har mest sannsynlig liten innvirkning på studiebekkene da de fleste studiebekkene hadde en snittbredde på mindre enn 4 meter og vil betegnes som smale. Ysseelva er her ett unntak da bekken kan regnes som mellomstor.

Den mest støttede modellen fra 2015-2021-analysene hadde også en interaksjon mellom PC3 verdiene og maksimal lufttemperatur. Der reduseres yngeltettheten ved en økning i maksimumstemperaturen og vannhastighet. Som tidligere diskutert viser Heggenes (1996) at yngel prefererer lav snutevannhastighet i en kombinasjon med grovt substrat som gir skjulmuligheter og variasjon i elvebunnen. I litteraturen er det vanskelig å finne data som ser på yngeltetthet og lufttemperatur da de fleste ser på vanntemperaturen. Det er også vanskelig å predikere vanntemperaturen basert på lufttemperaturen da temperaturen i vannet blir påvirket av sollys og grunnvannstilførsel. Vi kan uansett tenke oss at en høyere maksimumstemperatur fører til en økt vanntemperatur i studiebekkene, og samtidig lavere vannstand (Booker & Whitehead, 2022). Flere studier (Borgstrøm & Hansen, 2000; Heggenes & Gunnar Dokk, 2001) viser at yngel av ørret foretrekker høyere vannhastigheter ved høye temperaturer, dette gjelder imidlertid bare vannhastigheter opp til 55 cm/s som er vesentlig lavere enn de høyeste vannhastighetene i studiebekkene.

Den synkende yngeltettheten vi ser ved økende maksimumstemperatur kan skyldes at temperaturen i bekken nærmer seg temperaturtoleransen for ørret. Ved høyere temperaturer øker næringsbehovet for ørret og optimal vekst for ørret er 15,8-18,6 °C (Forseth et al., 2009). Over denne

temperaturen avtar veksten, og Elliott (1994) viste at ørreten slutter å vokse ved temperaturer høyere enn 23 °C. En annen grunn for at tettheten av yngel reduseres ved høye temperaturer, er at mengden oksygen i vannet reduseres ved høye temperaturer, dette er derimot ikke et veldig stort problem i Norge da bekkene ofte er veldig turbulente og har mye oksygen (Borgstrøm & Hansen, 2000). Elliot viste at ved høye temperaturer og tørkesommer ble antall 0+ og 1+ i elven sterkt redusert (Elliott et al., 1997). Utvandring til hovedelven og kulper kan imidlertid fungere som refugier ved høye temperaturer (Elliott, 2000).

Den negative effekten av høye maksimumstemperaturen i interaksjon med PC3 verdier løfter frem viktigheten av kantvegetasjon og dens rolle i temperaturregulering. Broadmeadow et al. (2011) viste at en kantvegetasjon med 20-80 % vegetasjonsdekning holdt temperaturen under det øvre toleransenivået for ørret og over 80 % dekning førte til at temperaturen aldri overskred temperaturen for optimal vekstrate for ørret. Bevaring og etablering av kantvegetasjon vil dermed være positivt for ørreten spesielt ved høye maksimumstemperaturer. En bekk dette kan være fordelaktig i er Skjördalsbekken stasjon 1 og 2 der det ikke er kantvegetasjon.

H1.3: Skjul, i form av død ved og kulper, gir økt yngeltetthet

I analysen for 2021 inneholder ikke de utvalgte modellene PC - verdier. Modellen som inkluderte PC - verdier hadde en $\Delta AICc$ på 5,33 (Tabell 4) og ble ikke vurdert videre. Jeg kan dermed ikke uttale meg om skjul i form av død ved eller kulper gir økt yngeltetthet. Hypotesen kan dermed ikke støttes eller forkastes. Fra litteraturen vises det at død ved og kulper øker skjulmuligheten i bekken og skaper økt habitatkompleksitet. Det er vist at kulper økte yngeltettheten i bekken og fungerte som refugier ved høye temperaturer og tørke (Elliott et al., 1997; VEHANEN et al., 2010). En grunn for at verken død ved eller kulper slår ut i våre modellseleksjoner er at de andre variablene forklarer mer av variasjonen i 0+ tetthet, og skjul som forklaringsvariabel er dermed ikke sterk nok til å måles.

S2: Viser tiltakene ønsket effekt på yngeltettheten i tiltaksbekkene?

H2.1: Yngeltettheten har økt oppstrøms de konnektivitetsfremmende tiltakene.

Denne hypotesen har støtte i mine data da yngeltettheten har økt over de konnektivitetsfremmende tiltakene spesielt der tettheten av >0+ er høy (Figur 8). Dette er også å forvente da utbedring av konnektivitetsforbedrende tiltak gir tilgang til nye områder der konkurransen med andre individer er lav (Elliott, 1994). Flere studier i likhet med denne viser en økning i yngeltettheten over konnektivitetsfremmende tiltak (Bangsgaard et al., 2014; Birnie-Gauvin et al., 2017; Sun et al., 2022). Sun et al. (2022) viste at en total fjerning av vandringshindre gir bedre effekt enn å utbedre kulverter og etablere fisketrapper, som ble forklart med at en fullstendig fjerning gir en enklere oppvandring

og mindre bruk av krefter for fisken. Fjerning av barrierer eller bruk av kulverter med naturlig bunn må vurderes i Verdal slik at en kanskje kan få en enda større positiv effekt av de konnektivitetsfremmende tiltakene (Pulg et al., 2018).

Det er imidlertid flere bekker i studieområdet der tettheten av yngel ikke har økt oppstrøms tiltakene, dette gjelder hovedsakelig Stubbekken og Eklobekken. Det kan være flere grunner til dette blant annet at vandringshinderet er konstruert feil og at avstanden mellom kulverten og vannet er for høy (Pulg et al., 2018). I en studie i Danmark begrunnet Bangsgaard et al. (2014) at noen av de konnektivitetsfremmende tiltakene ikke fungerte optimalt fordi kulverten ble utbedret i stedet for å bli fullstendig fjernet. Tidligere år var det både 0+ og 1+ over vandringshindrene i Stubbekken og Eklobekken (Pedersen, 2021). I 2021 ble det ikke funnet fisk oppstrøms vandringshindrene i Eklobekken og ett fåtall 1+ ble fanget i Stubbekken. Lite vannføring i elven i 2020 samt dårlige utformede satskulper opp mot kulverten kan ha ført til at gytefisken ikke kom seg over vandringshinderet i 2020, men har gjort det tidligere år med høyere vannføring. Dette vises godt i Stubbekken der 1+ yngelen som ble fanget i 2021 mest sannsynlig er 0+ fra 2020 som ikke har svømt nedstrøms. Dette viser viktigheten av at fiskepassasjer må være utarbeidet for ungfisk, og ikke bare gytefisk, slik at en kan få i gang rekolonisering og naturlig vandringsdynamikk innad i elven (Forty et al., 2016).

I studiebekkene nedstrøms de konnektivitetsfremmende tiltakene ble yngeltettheten redusert. En grunn til denne effekten kan være at yngelen vandret oppstrøms vandringshinderet og etablerer seg i nye områder og dermed blir tettheten av yngel redusert nedstrøms tiltakene. Andre studier viser ofte en økning i yngeltettheten også nedstrøms tiltak (Bangsgaard et al., 2014; Birnie-Gauvin et al., 2017; Sun et al., 2022). Noe av forklaringen på denne forskjellen kan være hemmet sedimenttransport som følge av kulverter og fisketrapper, men også lav fisketetthet over vandringshinderet (Bangsgaard et al., 2014; Sun et al., 2022). Spesielt kulverter med bunn vil kunne føre til en akkumulering av fine partikler som leire og silt nedstrøms vandringshindre (Lachance et al., 2008), dette kan føre til dårligere gyte og oppvekstforhold nedstrøms tiltakene (Pulg et al., 2013). Ved fjerning av hindrene eller etablering av kulverter uten bunn vil en kunne ivareta sediment transporten i elven og skape gode gyte og oppvekstforhold nedstrøms det aktuelle tiltaket (Roni et al., 2002). Det er imidlertid ikke sikkert dette er forklaringen på lave fisketettheter nedstrøms tiltaket i studiebekkene da flere av stasjonene ligger ett godt stykke nedstrøms hindrene. Lav tetthet av ungfisk over hinderet vil kunne føre til mindre nedvandrende fisk og dermed lavere tetthet også nedstrøms tiltakene (Bangsgaard et al., 2014).

Når fisken vandrer til nye områder oppstrøms tiltaket vil dette føre til en økning i tetthet oppstrøms tiltaket, men kan også føre til en reduksjon i tetthet nedstrøms tiltaket. Effekten av vandring til nye områder kan føre til at den totale fisketettheten i bekken forblir den samme grunn av forflytning av fisk innad i bekken. Det er imidlertid naturlig å tro at gytefisk vil vandre oppstrøms tiltaket og føre til at yngletettheten øker mer oppstrøms tiltaket enn det er en reduksjon nedstrøms, og at det dermed blir en økning i totalproduksjonen knyttet til de konnektivitetsfremmende tiltakene. Vi kan også forvente en økning i yngletettheten nedstrøms tiltakene om noen år da områdene oppstrøms restaureringstiltakene er mettet og det blir en nedvandring av yngel (Bangsgaard et al., 2014).

H2.2: Alle tiltakstypene påvirker yngletettheten i bekken positivt

Hypotesen har delvis støtte i mine data da yngletettheten ble positivt påvirket av habitat og konnektivitetsforbedrende tiltak, yngletettheten responderte derimot ikke på kloakksanering.

Tettheten av 0+ var høyest der det ble gjennomført habitatforbedrende tiltak. Dette kommer trolig av at det bare er gjennomført habitattiltak i Skjördalsbekken og Ysseelva. Skjördalsbekken har hatt høy tetthet gjennom hele studieperioden og vil dermed trekke opp de positive effektene til habitattiltakene. Det er vist i flere studier at utlegg av gytegrus og store steiner har ført til økte gytemuligheter, mer variasjon i elvebunnen og høyere tettheter av yngel (Palm et al., 2007; Pulg et al., 2013; Ugedal et al., 2019). Kvisla er den eneste studiebekken der det har blitt gjennomført kloakksanering. Bekken er betegnet som en sink-bekk av Nese (2019) og har hatt veldig lav fisketetthet fra 2015-2021 (Figur 5), så lave at tilfeldige effekter kan påvirke yngletettheten. En annen grunn for at kloakksanering ikke har hatt en positiv effekt på yngletettheten kan være at det er andre faktorer som for eksempel konnektivet som er den begrensende faktoren i bekken. Pedersen (2021) viste derimot at det kunne være tegn til organisk utslipp i Kvisla stasjon 2, og at det derfor kan være nødvendig å sanere mer kloakk før en ser en økning i yngletettheten.

De konnektivitetsforbedrende tiltakene har gitt positiv effekt på yngletettheten i studiebekkene. Årsakene til de positive effektene er diskutert i H2.1 og H3.1.

S3: Er det en tidstrend i yngeltetthet etter tiltak?

H3.1: Yngeltettheten øker med antall år etter tiltak.

Fordi de to modellene med lavest AICc verdi i 2015-2021-analysen estimerer en økning i yngeltettheten flere år etter sist gjennomførte tiltak støttes hypotesen av dataene. Den mest støttede modellen predikerer en topp i yngeltettheten etter to år, effekten modereres imidlertid av PC3 verdier og maksimum lufttemperatur. I den nest-mest støttede modellen øker yngeltettheten kontinuerlig opp mot fire år etter tiltaket. Der er det en interaksjon mellom over - under og år- etter-tiltak. Yngeltettheten øker med år etter tiltak, og er størst i stasjonen og under tiltaket.

Toppen i yngeltetthet etter to år kommer mest sannsynlig av at nye områder blir tilgjengelig av de konnektivitetsfremmende tiltakene. Nyåpnede områder har ledig habitat med lite konkurranse, og det vil bli en rask økning i yngeltettheten opp mot habitatets bærekapasitet etter noen gytesesonger (Höckendorff et al., 2017; Sun et al., 2022). I likhet med denne studien viser også andre studier en rask økning i yngeltettheten etter konnektivitetsforbedrende tiltak (Birnie-Gauvin et al., 2017; Höckendorff et al., 2017; Sun et al., 2022; Tummers et al., 2016) og habitattiltak (Marttila et al., 2019). Det kan være flere grunner for nedgangen i yngeltettheten etter to år. Det kan være naturlige år for år variasjoner i yngeltettheten (Louhi et al., 2016), men også degenerering av habitattiltakene som er gjennomført (Marttila et al., 2019; Pulg et al., 2018). Friberg et al. (2016) viste i en metaanalyse at det var vanlig med store år for år variasjoner, men også nedgang i yngeltettheten noen år etter restaureringstiltakene ble gjennomført. En annen grunn for toppen samt reduksjon i yngeltettheten kan komme av forskjeller mellom bekkene. Skjördalsbekken og Hyllbekken har klart høyest yngeltetthet av de undersøkte sideelvene og det er to år siden tiltakene ble gjennomført. I sideelvene der det er ett, tre og fire år siden siste gjennomførte tiltak er yngeltettheten betraktelig lavere. Det kan forklare at yngeltettheten når ett maksimum etter to år, for deretter å ha en reduksjon.

Økningen i yngeltetthet opp mot fire år etter gjennomført tiltak har mest sannsynlig samme årsak som tidligere nevnt, men at oppbyggingen av bestandens har tatt litt lengre tid. Det at det ikke er en topp i yngeltettheten to år etter tiltakene, kommer trolig av at kvadratfunksjonen ikke ble benyttet for tiltakstypen år-etter-tiltak i modellen med nest lavest AICc verdi (Tabell 7). Økningen i yngeltettheten i stasjonen og nedstrøms tiltakene med økende år etter tiltaket ble gjennomført, kommer trolig av at tiltakene som er gjennomført har vært vellykkede. Dette vil spesielt gjelde habitattiltak som ble gjennomført i stasjonen. Mer overaskende er den lave effekten oppstrøms tiltakene. En grunn for den lave effekten kan ligge i studiens oppbygging. Det blir stadig utført nye

restaureringstiltak og spesielt mange konnektivetsforbedrende tiltak. Det vil ofte være nyetablerte områder som er oppstrøms tiltakene. Disse områdene har ofte lite fisk i starten og kan trekke ned yngeltettheten oppstrøms tiltaket. Feilaktig konstruksjon av spesielt konnektivetsfremmende tiltak vil også kunne gjøre at tettheten ikke øker oppstrøms tiltakene flere år etter gjennomført tiltak. Konsentrering av yngelen i stasjonen der det har blitt gjennomført habitatiltak kan være en grunn for høyere tettheter av yngel i stasjonen enn oppstrøms og nedstrøms tiltaket, men dette har generelt lite støtte i litteraturen (Roni, 2019).

Det er fremdeles ikke alle tiltak som viser økende yngeltettheter i studiebekkene, derfor er det viktig å fortsette evalueringen av tiltakene i lengre tid fremover. Noen studier har vist at det kan ta over ti år før en ser tydelige økninger i yngeltettheten (Louhi et al., 2016; Roni et al., 2008). Samtidig er det også viktig å identifisere flaskehalsene for yngeltettheten i bestanden for å få best mulig effekt ut av tiltakene (Forseth & Harby, 2013; Roni et al., 2008). Dette gjelder spesielt Kvisla der det ble gjennomført kloakksanering i 2018 og det fremdeles ikke har hatt en endring i yngeltettheten.

8 Feilkilder

8.1 Feltarbeid

Ved el-fiske ble det i noen av studiebekkene gjennomført ett habitatpreferanseprosjekt. I disse bekkene ble hver el-fiskestasjon delt inn i ti like store transekt og en bøtte, til å plassere fangsten i, ble plassert på enden av hvert transekt før el-fiskerundene startet. I noen tilfeller ble det gått i vannet når bøttene skulle utplasseres, noe som kan ha ført til at fisken vandret ut fra transektet før el-fisket startet. Dette kan ha ført til lavere tetthetsestimater.

Habitatkartleggingsdataene har blitt samlet inn av forskjellige personer for hvert år. Dette vil naturligvis være en feilkilde da ulike personer kan måle variablene forskjellig. Dette gjelder spesielt variablene vegetasjonsdekke, mose og algedekke, og substrat der vurderingen er mer subjektiv enn for variabler som vannhastighet og hulrom.

Under feltsesongen i 2021 fikk vi hjelp av frivillige til å fange fisk under el-fiskerundene. Noen av de frivillige hadde deltatt tidligere og hadde god erfaring, andre hadde ingen tidligere erfaring og fangbarheten ble i noen stasjoner veldig lav. Den lave fangbarheten var spesielt fremtredende i Kvellstadbekken stasjon 1 der det ble fanget over dobbelt så mange fisk under andre overfisket som i første overfiske.

Måling av miljøvariabelen vannhastighet ble utført på to ulike metoder i feltsesongen 2021. Den ble målt med både en vannhastighetsmåler og tiden et blad brukte på å drive en meter. Dette er to helt forskjellige målemetoder som kan ha gitt forskjellig vannhastighet. Disse metodene ble ikke sammenlignet på en systematisk måte for å finne ut hvor korrelerte resultater de gir.

Høy vannstand ved el-fiske i Kvisla stasjon 1 kan ha påvirket fangbarheten og dermed gitt lavere tetthetsestimater enn det som kan være realiteten.

8.2 Analyser

PCA- analysene som ble gjennomført viste at vannhastigheten var negativt korrelert med substrat langs PC3 akse. Dette er helt motsatt fra det som er forventet ut fra litteraturen om sedimenttransport. Det kan dermed stilles spørsmål om målingen av substrat og vannhastighet er innhentet på en korrekt måte og at en må vurdere en annen metodikk i årene som kommer. For å gjøre vannhastighetsmålingene mer korrekte anbefaler jeg å foreta målingene nær bunn.

I analysen er det to kontrollbekker, Bjørk/-Sundbybekken og Rossvollbekken. Bekkene er i hver sin ende av Sink-Source kategoriseringen med Bjørk/- Sundbybekken som en Source bekk og Rossvollbekken er en Sink bekk (Nese, 2019). Rossvollbekken er også en negativ kontroll og Bjørk/- Sundbybekken er en positiv kontroll. Det å ha to kontrollbekker som har så ulike roller i elvesystemet kan gjøre analysene mer usikre.

I noen av tiltaksbekkene er det gjennomført flere tiltak til flere forskjellige år og det er det siste gjennomførte tiltaket som blir inkludert i analysen. Dette gjør det vanskelig å evaluere enkelttiltak da nye tiltak kan være påvirket av gamle tiltak som fremdeles trenger tid for å vise en positiv effekt på yngeltettheten. Studieoppsettet gjør det også vanskelig å sammenligne resultatene med andre studier på restaurering da de fleste undersøker et sett med tiltak i enten en kort, mellomlang eller lang tidshorisont (Bangsgaard et al., 2014; Louhi et al., 2016; Pulg et al., 2013; Sun et al., 2022).

9 Konsekvenser for forvaltningen og forslag til videre tiltak

Nå som vi går inn i FN's tiår for naturrestaurering vil denne oppgaven supplere kunnskapsgrunnlaget om bekkerestaurering med søkelys på anadrom laksefisk. Samtidig vil prosjektet i Verdal være ett godt steg på veien for å oppnå god økologisk tilstand i vannforekomsten etter vanndirektivet, og vil være til inspirasjon for andre restaureringsprosjekter. Erfaringen fra oppgaven viser viktigheten av å

evaluere restaureringstiltak over flere år. Dette er fordi noen tiltak krever flere år for å vise en positiv effekt på ungfiskbestanden, samtidig som evaluering over flere år vil kunne si noe om bestandstrenden og ikke bare fisketettheten enkelte år. Oppgaven belyser også de positive effektene frie vannveier har på fiskebestanden, men også hvor effektivt fjerning av vandringshindre er for å øke bestanden av ørret. For å øke produksjonen av ungfisk av ørret i studiebekkene er det nedenfor presentert lokale tiltak. Tiltakene som blir presentert er en videreføring av tiltakene som fremkommer i Pedersen (2021), samt nye tiltak. I oppgaven har jeg ikke sett på effekten av kantskog, og tiltaket i Skjördalsbekken som omhandler kantskog er derfor noe jeg tror vil være fordelaktig basert på befaring i felt.

Brokskitbekken: Som foreslått av Pedersen (2021) bør det saneres kloakk i stasjon 7.

Valbekken: Det ble observert kloakkutslipp under feltarbeidet i 2021 i stasjon 2. Kloakken bør saneres.

Eklobekken: Det ble ikke fanget fisk oppstrøms Vukuvegen. Det er for stort sprang opp til kulverten under Vukuvegen. Samtidig er kulverten feilmontert slik at vannet ikke renner igjennom ved lav vannføring. Det bør derfor vurderes å redusere høyden opp mot kulverten for å forbedre fiskevandring.

Stubbekken: Det er ett for stort sprang opp til kulverten i slutten av stasjon 1. For å forbedre oppgangen av fisk bør det etableres en satskulp under kulverten. For å forenkle innhopp i kulverten kan tersklene i kulverten senkes.

Kvellstadbekken: Utbedre og senke kulverten i enden av stasjon 4 for å muliggjøre fiskevandring. Det bør også undersøkes om det er noen hindrer mellom stasjon 2 og 3 som vanskeliggjør vandringen. Dette på grunn av betydelig mindre fisk i stasjon 3 enn stasjon 2.

Semsbekken: Fisketrappen mellom stasjon 2 og 3 er feilkonstruert med for små og smale kulper. Fisketrappen bør derfor utbedres med større kulper for å gjøre fiskeoppgangen enklere. Øverst i fisketrappen bør det også etableres en ny kulp.

Karidalsbekken: Kulverten under traktorveien mellom stasjon 2 og 3 burde senkes og få montert terskler for å muliggjøre fiskeoppgang. I tillegg burde det etableres satskulper under kulverten. To kulverter lengre oppe i bekken bør også få terskler samt innhoppskulper.

Kvisla: Det er ikke registrert fisk i stasjon 5 på grunn av en dårlig kulvert. Kulverten bør senkes eller fjernes samt få terskler montert. I stasjon 1 er det en liten oppdemning – del av parkanlegg. Røret bør fjernes for å muliggjøre vandring for mindre fisk. Det bør også undersøkes om det er kloakk i stasjon 2.

Skjördalsbekken: Skjördalsbekken stasjon 1, 2 og 3 renner igjennom jordbruksområder samtidig som de har lite eller ingen kantvegetasjon. Det bør vurderes å etablere kantvegetasjon for å redusere avrenning fra jordbruket. Kantvegetasjon vil også bidra med skygge og redusere temperaturen i elven. Det er også observert hegge (*Ardea cinerea*) i stasjon 1 og 2, der kantvegetasjon kan bidra til skjul for ungfisken og minske predasjon.

Videre bør en fortsette å evaluere tiltakene i studiebekkene i flere år fremover for å se på utviklingen av ungfisktettheten over tid. Det bør også måles vanntemperatur i studiebekkene for å kunne si noe om hvordan vanntemperaturen i bekken påvirker yngelen.

10 Konklusjon

De fleste av studiebekkene i Verdal har hatt en positiv utvikling i yngeltettheten, men har store år for år svingninger. For feltperioden 2021 var yngeltettheten høyest nedstrøms tiltakene og lavest oppstrøms tiltakene. Tettheten av 0+ økte med økende tetthet av >0+ i alle analysene som er gjennomført. Videre øker yngeltettheten med økende vannhastighet, finere substrat og smalere bekk. Oppstrøms de konnektivitetsfremmende tiltakene har tettheten av 0+ økt, nedstrøms tiltakene har derimot tettheten blitt redusert. Yngeltettheten økte etter habitattiltak og konnektivitetsforbedrende tiltak, men har ikke respondert på kloakksanering. Tettheten av 0+ økte også med antall år etter tiltak der en modell viser en topp i yngeltettheten etter to år, og den andre viser en økning i tettheten opp mot fire år etter tiltaket.

11 Litteraturliste

- Anon. (2022). *Klassifisering av tilstanden til sjørørret i 1279 vassdrag*. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 9. Tilgjengelig fra: <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2988348> (lest 07.04.2022).
- Anonym. (2006). *Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder: St.prp.nr.32 (2006-2007)*. Tilgjengelig fra: https://www.regjeringen.no/contentassets/0cd46706c4544870a2579212d980726e/no/pdfs/stp200620070032000dddpdfs.pdf?fbclid=IwAR1XRRluoy-BHNQE8eOF3aQgFxtk99C6I-WY2c-BxsmHluFrltTfx4_2SHE (lest 22.09.2021).
- Anonym. (2021a). *Miljøvariabler Buran*. Tilgjengelig fra: <http://h-web01.nve.no/graphappJS/index.html?X=329492&Y=7069458&searchT=10000&stationId=69960.2002&app=senorge> (lest 08.02.2022).
- Anonym. (2021b). *Miljøvariabler Grunnfoss*. Tilgjengelig fra: <http://h-web01.nve.no/graphappJS/index.html?X=342870&Y=7077671&searchT=10000&stationId=127.6.0.1001.2&app=senorge> (lest 08.02.2022).
- Armstrong, J. D., Kemp, P. S., Kennedy, G. J. A., Ladle, M. & Milner, N. J. (2003). Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research*, 62 (2): 143-170. doi: [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(02\)00160-1](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(02)00160-1).
- Armstrong, J. D. & Nislow, K. H. (2006). Critical habitat during the transition from maternal provisioning in freshwater fish, with emphasis on Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Journal of Zoology*, 269 (4): 403-413. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00157.x>.
- Ayllón, D., Almodóvar, A., Nicola, G. G. & Elvira, B. (2009). Interactive effects of cover and hydraulics on brown trout habitat selection patterns. *River Research and Applications*, 25 (8): 1051-1065. doi: <https://doi.org/10.1002/rra.1215>.
- Bangsgaard, L., Cording, R. & Kjeldsen, J. H. (2014). Efforts to enhance anadromous brown trout on Funen, Denmark. *Journal of Coastal Conservation*, 18 (2): 89-95. doi: 10.1007/s11852-014-0304-5.
- Bates, D., Machler, M., Bolker, B. M. & Walker, S. C. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67 (1): 1-48. doi: 10.18637/jss.v067.i01.
- Belletti, B., Garcia de Leaniz, C., Jones, J., Bizzi, S., Börger, L., Segura, G., Castelletti, A., van de Bund, W., Aarestrup, K., Barry, J., et al. (2020). More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature*, 588 (7838): 436-441. doi: 10.1038/s41586-020-3005-2.
- Berger, H. M., Bergan, M. A., Berggård, O. K. & Lehn, L. O. (2007a). *Yngel og ungfisk av laks og ørret i Verdalselva, Nord-Trøndelag 2007* Berger feltBIO Rapport nr. 4 – 2007. Tilgjengelig fra: [http://www.feltbio.no/rapporter/Yngel og ungfisk Verdalselva 2007.pdf](http://www.feltbio.no/rapporter/Yngel_og_ungfisk_Verdalselva_2007.pdf) (lest 16.04.2021).
- Berger, H. M., Lehn, L. O., Bergan, M. A., Skjølstad, M. B. & Julien, K. (2007b). *Bonitering og egnethet for fiske i Verdalselva i Nord-Trøndelag 2006* Berger feltBIO rapport 8 – 2007 Tilgjengelig fra: [http://www.feltbio.no/rapporter/Verdalselva bonitering 2007.pdf](http://www.feltbio.no/rapporter/Verdalselva_bonitering_2007.pdf) (lest 16.04.2021).
- Berger, H. M. & Bremset, G. (2011). *Status for laksebestanden i Verdalselva. Vurderinger av produksjonspotensial basert på ungfiskundersøkelser og bonitering*. NINA Rapport 684, 32 sider Tilgjengelig fra: <https://www.nina.no/archive/nina/PppbasePdf/rapport/2011/684.pdf> (lest 16.04.2021).
- Birnie-Gauvin, K., Larsen, M. H., Nielsen, J. & Aarestrup, K. (2017). 30 years of data reveal dramatic increase in abundance of brown trout following the removal of a small hydrodam. *Journal of Environmental Management*, 204: 467-471. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.022>.
- Bohlin, T. (1977). Habitat Selection and Intercohort Competition of Juvenile Sea-Trout *Salmo trutta*. *Oikos*, 29 (1): 112-117. doi: 10.2307/3543300.

- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. (1989). Electrofishing — Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173 (1): 9-43. doi: 10.1007/BF00008596.
- Booker, D. J. & Whitehead, A. L. (2022). River water temperatures are higher during lower flows after accounting for meteorological variability. *River Research and Applications*, 38 (1): 3-22. doi: <https://doi.org/10.1002/rra.3870>.
- Borgstrøm, R. & Hansen, L. P. (2000). *Fisk i ferskvann : et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning*. Oslo: Landbruksforlaget.
- Broadmeadow, S. B., Jones, J. G., Langford, T. E. L., Shaw, P. J. & Nisbet, T. R. (2011). The influence of riparian shade on lowland stream water temperatures in southern England and their viability for brown trout. *River Research and Applications*, 27 (2): 226-237. doi: <https://doi.org/10.1002/rra.1354>.
- Crisp, D. T. (1993). The environmental requirements of salmon and trout in fresh water. *Freshwater Forum*, 3 (3): 176-20
- Direktoratsgruppen for vannforvaltning. (2022). *Mer livskraftige vassdrag - Nasjonal strategi for restaurering av vassdrag 2021 - 2030* (lest 07.04.2022).
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., et al. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81 (2): 163-182. doi: <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>.
- Elliott, J. M. (1987). Population Regulation in Contrasting Populations of Trout *Salmo trutta* in Two Lake District Streams. *Journal of Animal Ecology*, 56 (1): 83-98. doi: 10.2307/4801.
- Elliott, J. M. (1994). *Quantitative ecology and the brown trout*. Oxford series in ecology and evolution. Oxford: Oxford University Press.
- Elliott, J. M., Hurley, M. A. & Elliott, J. A. (1997). Variable effects of droughts on the density of a sea-trout *Salmo trutta* population over 30 years. *Journal of Applied Ecology*, 34 (5): 1229-1238. doi: 10.2307/2405234.
- Elliott, J. M. & Hurley, M. A. (1998). Population regulation in adult, but not juvenile, resident trout (*Salmo trutta*) in a lake district stream. *Journal of Animal Ecology*, 67 (2): 280-286. doi: 10.1046/j.1365-2656.1998.00185.x.
- Elliott, J. M. (2000). Pools as refugia for brown trout during two summer droughts: trout responses to thermal and oxygen stress. *Journal of Fish Biology*, 56 (4): 938-948. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2000.tb00883.x>.
- Ferguson, A., Reed, T. E., Cross, T. F., McGinnity, P. & Prodöhl, P. A. (2019). Anadromy, potamodromy and residency in brown trout *Salmo trutta*: the role of genes and the environment. *Journal of Fish Biology*, 95 (3): 692-718. doi: <https://doi.org/10.1111/jfb.14005>.
- Foldvik, A., Einum, S., Finstad, A. G. & Ugedal, O. (2017). Linking watershed and microhabitat characteristics: effects on production of Atlantic salmonids (*Salmo salar* and *Salmo trutta*). *Ecology of Freshwater Fish*, 26 (2): 260-270. doi: <https://doi.org/10.1111/eff.12272>.
- Foote, K. J., Biron, P. M. & Grant, J. W. A. (2020). Impact of in-stream restoration structures on salmonid abundance and biomass: an updated meta-analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77 (9): 1574-1591. doi: 10.1139/cjfas-2019-0327.
- Forseth, T., Larsson, S., Jensen, A. J., Jonsson, B., Naslund, I. & Berglund, I. (2009). Thermal growth performance of juvenile brown trout *Salmo trutta*: no support for thermal adaptation hypotheses. *Journal of Fish Biology*, 74 (1): 133-149. doi: 10.1111/j.1095-8649.2008.02119.x.
- Forseth, T. & Harby, A. (2013). *Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag*. NINA Temahefte 52. Tilgjengelig fra: <https://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/temahefte/052.pdf> (lest 01.11.2021).
- Forty, M., Spees, J. & Lucas, M. C. (2016). Not just for adults! Evaluating the performance of multiple fish passage designs at low-head barriers for the upstream movement of juvenile and adult trout *Salmo trutta*. *Ecological Engineering*, 94: 214-224. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.048>.

- Freyhof, J. & Brooks, E. (2011). *European red list of freshwater fishes*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. Tilgjengelig fra: doi/10.2779/85903
- Friberg, N., Angelopoulos, N. V., Buijse, A. D., Cowx, I. G., Kail, J., Moe, T. F., Moir, H., O'Hare, M. T., Verdonschot, P. F. M. & Wolter, C. (2016). Chapter Eleven - Effective River Restoration in the 21st Century: From Trial and Error to Novel Evidence-Based Approaches. I: Dumbrell, A. J., Kordas, R. L. & Woodward, G. (red.) b. 55 *Advances in Ecological Research*, s. 535-611: Academic Press.
- Gosset, C., Rives, J. & Labonne, J. (2006). Effect of habitat fragmentation on spawning migration of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Ecology of Freshwater Fish*, 15 (3): 247-254. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00144.x>.
- Grant, J., Kvingsdal, E. & Einum, S. (2011). Intracohort and intercohort spatial density dependence in juvenile brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68 (1): 115-121. doi: 10.1139/f10-132.
- Grossman, G. D. & Simon, T. N. (2020). Density-dependent effects on salmonid populations: A review. *Ecology of Freshwater Fish*, 29 (3): 400-418. doi: <https://doi.org/10.1111/eff.12523>.
- Heggenes, J. (1988a). Effect of Experimentally Increased Intraspecific Competition on Sedentary Adult Brown Trout (*Salmo trutta*) Movement and Stream Habitat Choice. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45 (7): 1163-1172. doi: 10.1139/f88-139.
- Heggenes, J. (1988b). Substrate Preferences of Brown Trout Fry (*Salmo trutta*) in Artificial Stream Channels. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45 (10): 1801-1806. doi: 10.1139/f88-211.
- Heggenes, J. (1996). Habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) and young atlantic salmon (*S. salar*) in streams: static and dynamic hydraulic modelling. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12 (2-3): 155-169. doi: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199603\)12:2/3<155::AID-RRR387>3.0.CO;2-D](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199603)12:2/3<155::AID-RRR387>3.0.CO;2-D).
- Heggenes, J., Baglinière, J. L. & Cunjak, R. A. (1999). Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 8 (1): 1-21. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1999.tb00048.x>.
- Heggenes, J. & Gunnar Dokk, J. (2001). Contrasting temperatures, waterflows, and light: seasonal habitat selection by young Atlantic salmon and brown trout in a boreonemoral river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17 (6): 623-635. doi: <https://doi.org/10.1002/rrr.620>.
- Hol, E. (2018). *Tapt areal og redusert produksjonsevne i Verdalsvassdragets sjøørretbekker*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2565784> (lest 13.04.2021).
- Hol, E., Stensland, S., Haugen, T. O. & Bergan, M. A. (2019). Metode for beregning av tapt ungfiskproduksjon, og økologisk tilstandsklassifisering av sjøørretbekker i henhold til vannforskriften Vann 03. doi: <https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2019/12/Hol.pdf>.
- Höckendorff, S., Tonkin, J. D., Haase, P., Bunzel-Drüke, M., Zimball, O., Scharf, M. & Stoll, S. (2017). Characterizing fish responses to a river restoration over 21 years based on species' traits. *Conservation Biology*, 31 (5): 1098-1108. doi: <https://doi.org/10.1111/cobi.12908>.
- Jaeger, B. (2017). *R2glmm: computes R squared for mixed (multilevel) models*. R package version 0.1. Tilgjengelig fra: <https://cran.r-project.org/web/packages/r2glmm/r2glmm.pdf> (lest 08.02.2022).
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011a). *Ecology of Atlantic salmon and Brown Trout: Habitat as A Template For Life Histories*, b. 33.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011b). Smolts and Smolting. I: Jonsson, B. & Jonsson, N. (red.) *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: Habitat as a template for life histories*, s. 211-245. Dordrecht: Springer Netherlands.

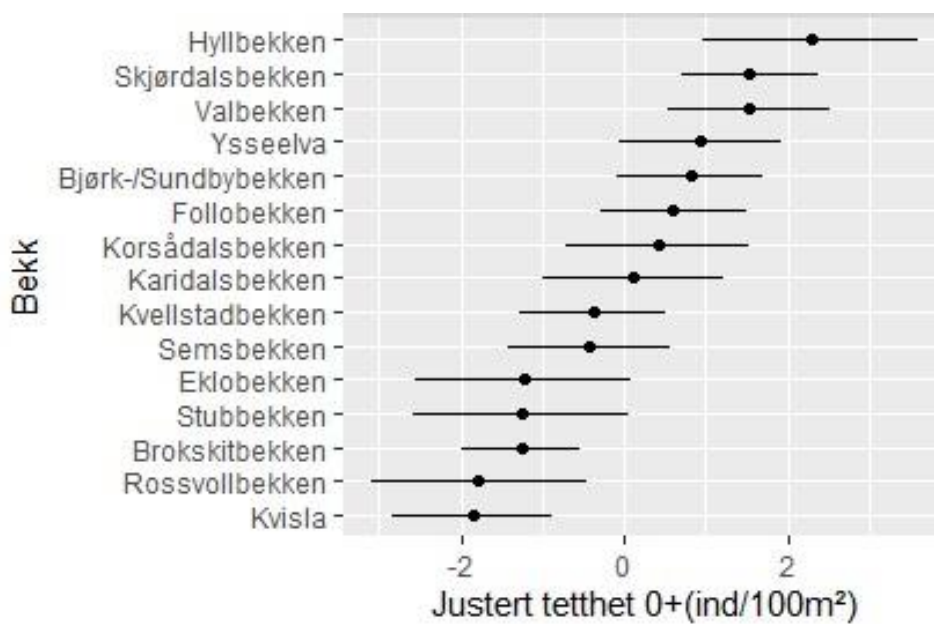
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F. & Mortensen, E. (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish*, 12 (1): 1-59. doi: <https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2003.00010.x>.
- Klemetsen, A. (2013). The most variable vertebrate on Earth. *Journal of Ichthyology*, 53 (10): 781-791. doi: 10.1134/S0032945213100044.
- Koljonen, S., Huusko, A., Mäki-Petäys, A., Louhi, P. & Muotka, T. (2013). Assessing Habitat Suitability for Juvenile Atlantic Salmon in Relation to In-Stream Restoration and Discharge Variability. *Restoration Ecology*, 21 (3): 344-352. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00908.x>.
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P. B. & Christensen, R. H. B. (2017). lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *Journal of Statistical Software*, 82 (13): 1-26. doi: 10.18637/jss.v082.i13.
- Lachance, S., Dubé, M., Dostie, R. & Bérubé, P. (2008). Temporal and Spatial Quantification of Fine-Sediment Accumulation Downstream of Culverts in Brook Trout Habitat. *Transactions of the American Fisheries Society*, 137 (6): 1826-1838. doi: <https://doi.org/10.1577/T06-169.1>.
- Lepš, J. & Šmilauer, P. (2003). *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Louhi, P., Vehanen, T., Huusko, A., Mäki-Petäys, A. & Muotka, T. (2016). Long-term monitoring reveals the success of salmonid habitat restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73 (12): 1733-1741. doi: 10.1139/cjfas-2015-0546.
- Mäki-Petäys, A., Muotka, T., Huusko, A., Tikkanen, P. & Kreivi, P. (1997). Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile brown trout, *Salmo trutta*, in a northern boreal river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 (3): 520-530. doi: 10.1139/f96-311.
- Marttila, M., Louhi, P., Huusko, A., Vehanen, T., Mäki-Petäys, A., Erkinaro, J., Syrjänen, J. T. & Muotka, T. (2019). Synthesis of habitat restoration impacts on young-of-the-year salmonids in boreal rivers. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29 (3): 513-527. doi: 10.1007/s11160-019-09557-z.
- Mazerolle, M. J. & Mazerolle, M. M. J. (2017). *AICcmodavg: Model Selection and Multimodel Inference Based on (Q)AIC(c)*. R package. Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=AICcmodavg> (lest 08.02.2022).
- Nese, R. N. (2019). *Growth, survival and migration of juvenile brown trout (Salmo trutta) in six tributaries to river Verdalselva: connectivity and source sink dynamics*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/2612485/Master%20thesis%20Ragnar%20Joakim%20Nese.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (lest 31.01.2022).
- Nordwall, F., Naslund, I. & Degerman, E. (2011). Intercohort competition effects on survival, movement, and growth of brown trout (*Salmo trutta*) in Swedish streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 2298-2308. doi: 10.1139/cjfas-58-11-2298.
- NVE. (u.å). *NVE Atlas 3.0*. Tilgjengelig fra: <https://atlas.nve.no/html5Viewer/?viewer=nveatlas> (lest 16.04.2021).
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'hara, R., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, M. H. H. & Wagner, H. (2013). *Vegan: Community ecology package*. R package version. Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> (lest 08.02.2022).
- Palm, D., Brännäs, E., Lepori, F., Nilsson, K. & Stridsman, S. (2007). The influence of spawning habitat restoration on juvenile brown trout (*Salmo trutta*) density. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64 (3): 509-515. doi: 10.1139/f07-027.
- Pedersen, E. (2021). *Evaluering av fysiske miljøtiltak og miljøeffekter på yngeltetthet av sjøørret (Salmo trutta) i 13 bekker i Verdal kommune*. Masteroppgave Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2832027> (lest 20.09.2021).

- Pedersen, E., Ustvett, T., Stensland, S. & Haugen, T. (2021). *Fiskeundersøkelser og evaluering av tiltak i 35 anadrome bekker i Verdal kommune, Trøndelag*. Tilgjengelig fra: https://www.verdal.kommune.no/Global/Politikk/2021/Vedlegg/ps210316_fiskeundersokelser.pdf (lest 05.12.2021).
- Pulg, U., Barlaup, B. T., Sternecker, K., Trepl, L. & Unfer, G. (2013). RESTORATION OF SPAWNING HABITATS OF BROWN TROUT (*SALMO TRUTTA*) IN A REGULATED CHALK STREAM. *River Research and Applications*, 29 (2): 172-182. doi: <https://doi.org/10.1002/rra.1594>.
- Pulg, U., Barlaup, B. T., Skoglund, H., Velle, G., Gabrielsen, S.-E., Stranzl, S., Espedal, E. O., Lehmann, G. B., Wiers, T. & Skår, B. (2018). Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker.
- Richenberg, H. M. (2019). *Evaluering av fysiske tiltak og miljøeffekter på yngeltetthet hos sjøørret (Salmo trutta) i Verdalsvassdragets sidebekker* Masteroppgave Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2609278> (lest 13.04.2021).
- Roni, P., Beechie, T. J., Bilby, R. E., Leonetti, F. E., Pollock, M. M. & Pess, G. R. (2002). A Review of Stream Restoration Techniques and a Hierarchical Strategy for Prioritizing Restoration in Pacific Northwest Watersheds. *North American Journal of Fisheries Management*, 22 (1): 1-20. doi: [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(2002\)022<0001:AROSRT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(2002)022<0001:AROSRT>2.0.CO;2).
- Roni, P., Hanson, K. & Beechie, T. (2008). Global Review of the Physical and Biological Effectiveness of Stream Habitat Rehabilitation Techniques. *North American Journal of Fisheries Management*, 28 (3): 856-890. doi: <https://doi.org/10.1577/M06-169.1>.
- Roni, P. (2019). Does River Restoration Increase Fish Abundance and Survival or Concentrate Fish? The Effects of Project Scale, Location, and Fish Life History. *Fisheries*, 44 (1): 7-19. doi: <https://doi.org/10.1002/fsh.10180>.
- Rosi-Marshall, E. J., Moerke, A. H. & Lamberti, G. A. (2006). Ecological Responses to Trout Habitat Rehabilitation in a Northern Michigan Stream. *Environmental Management*, 38 (1): 99-107. doi: 10.1007/s00267-005-0177-3.
- Stewart, G. B., Bayliss, H. R., Showler, D. A., Sutherland, W. J. & Pullin, A. S. (2009). Effectiveness of engineered in-stream structure mitigation measures to increase salmonid abundance: a systematic review. *Ecological Applications*, 19 (4): 931-941. doi: <https://doi.org/10.1890/07-1311.1>.
- Sun, J., Tummers, J. S., Galib, S. M. & Lucas, M. C. (2022). Fish community and abundance response to improved connectivity and more natural hydromorphology in a post-industrial subcatchment. *Science of The Total Environment*, 802: 149720. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149720>.
- Tummers, J. S., Hudson, S. & Lucas, M. C. (2016). Evaluating the effectiveness of restoring longitudinal connectivity for stream fish communities: towards a more holistic approach. *Science of The Total Environment*, 569-570: 850-860. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.207>.
- Ugedal, O., Pulg, U., Skoglund, H., Charmasson, J., Espedal, E. O., Jensås, J. G., Stranzl, S., Harby, A. & Forseth, T. (2019). *Sjøaure og laks i Aurlandsvassdraget 2009-2018. Regulerings effekter, miljødesign og tiltak*. NINA Rapport 1716. Tilgjengelig fra: <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2621914> (lest 19.10.2021).
- Vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen* Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446> (lest 26.04.2021).
- VEHANEN, T., HUUSKO, A., MÄKI-PETÄYS, A., LOUHI, P., MYKRÄ, H. & MUOTKA, T. (2010). APPLIED ISSUES: Effects of habitat rehabilitation on brown trout (*Salmo trutta*) in boreal forest streams. *Freshwater Biology*, 55 (10): 2200-2214. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02467.x>.
- Verdalselva. (2020). *Fiskeregler for Verdalsvassdraget sesongen 2020* Tilgjengelig fra: <https://www.verdalselva.no/fiskeregler/> (lest 13.04.2021).

- Visconti, P., Elias, V., Sousa Pinto, I., Fischer, M., Ali, Z., Báldi, A., Brucet, S., Bukvareva, E., Byrne, K., Caplat, P., et al. (2018). Chapter 3: Status, trends and future dynamics of biodiversity and ecosystems underpinning nature's contributions to people. I, s. 187-382.
- Vismara, R., Azzellino, A., Bosi, R., Crosa, G. & Gentili, G. (2001). Habitat suitability curves for brown trout (*Salmo trutta fario* L.) in the River Adda, Northern Italy: comparing univariate and multivariate approaches. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17 (1): 37-50. doi: [https://doi.org/10.1002/1099-1646\(200101/02\)17:1<37::AID-RRR606>3.0.CO;2-Q](https://doi.org/10.1002/1099-1646(200101/02)17:1<37::AID-RRR606>3.0.CO;2-Q).
- Vörösmarty, C., McIntyre, P., Gessner, M., Dudgeon, D., Proussevitch, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S., Sullivan, C., Reidy Liermann, C., et al. (2010). Global Threats to Human Water Security and River Biodiversity. *Nature*, 468: 334. doi: 10.1038/nature09549.
- Vårhus, L. M. (2016). *Restaureringssuksess av sidebekker til Verdalselva, klassifisering av økologisk tilstand med bunndyr som kvalitetselement og forventningsverdier til ungfisktetthet av laksefisk*. Masteroppgave Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2403170> (lest 29.04.2021).
- Zipin, C. (1958). The Removal Method of Population Estimation. *The Journal of Wildlife Management*, 22 (1): 82-90. doi: 10.2307/3797301.

12 Vedlegg

Vedlegg 1



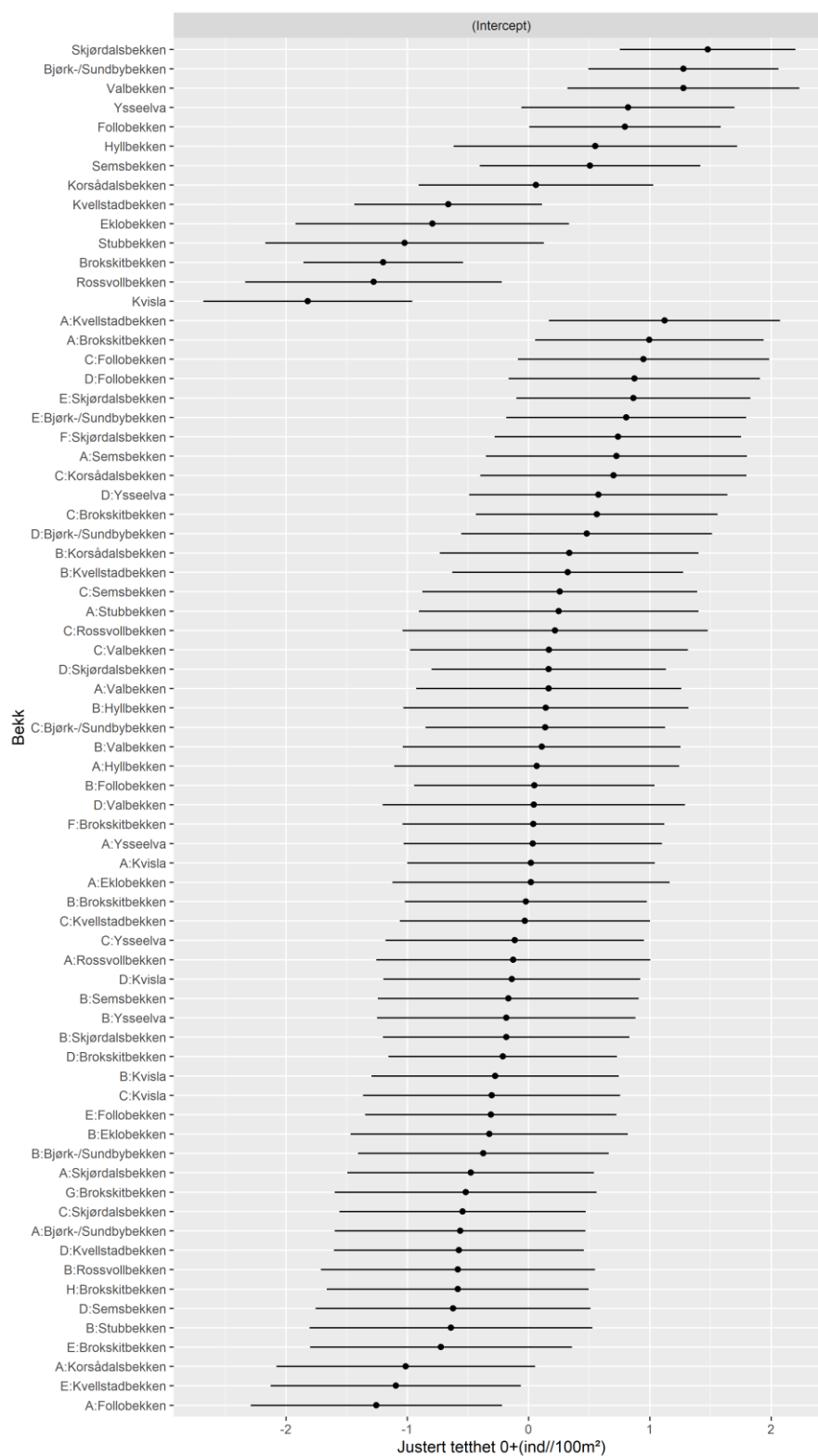
Figur 13 Plot av de tilfeldige effektene i den mest støttende modellen for 2021 analysen (Tabell 5). Verdi 0 på x-aksen er justert tetthet av 0+. Bekker med positiv verdi ligger har tettheter over gjennomsnittsbekken og bekker med negativ verdi har tettheter lavere enn gjennomsnittsbekken. Sort strek representerer 95 % konfidensintervall

Vedlegg 2



Figur 14 Plot av de tilfeldige effektene i den mest støttende modellen for 2021 analysen (Tabell 7 og 8). Verdi 0 på x-aksen er justert tetthet av 0+. Bekker og stasjoner med positiv verdi har tettheter over gjennomsnittet. Bekker og stasjoner med negativ verdi har lavere tettheter. Sort strek representerer 95 % konfidensintervall

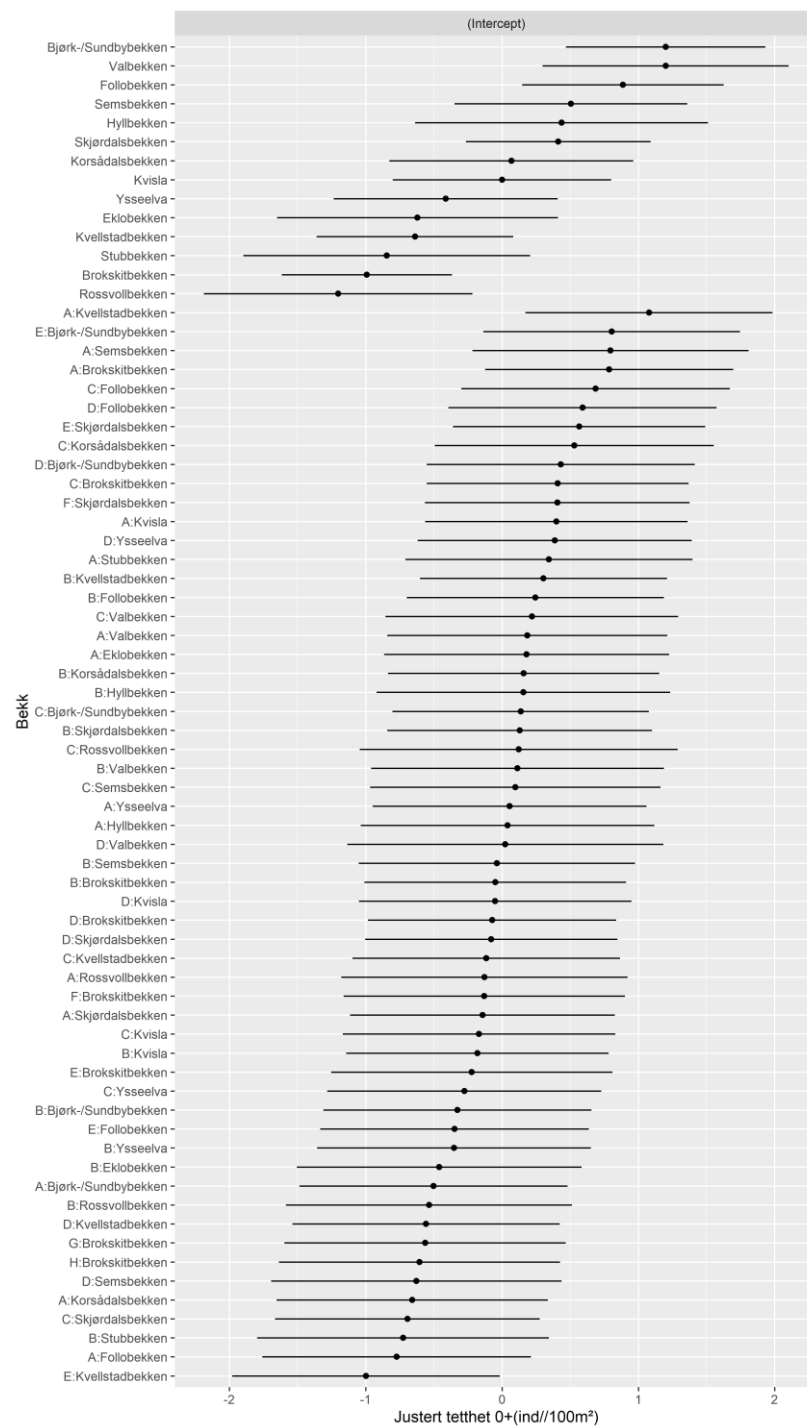
Vedlegg 3



Figur 15 Plot av de tilfeldige effektene for den nest mest støttede modellen i 2015-2021 analysen (Tabell 7 og 9).

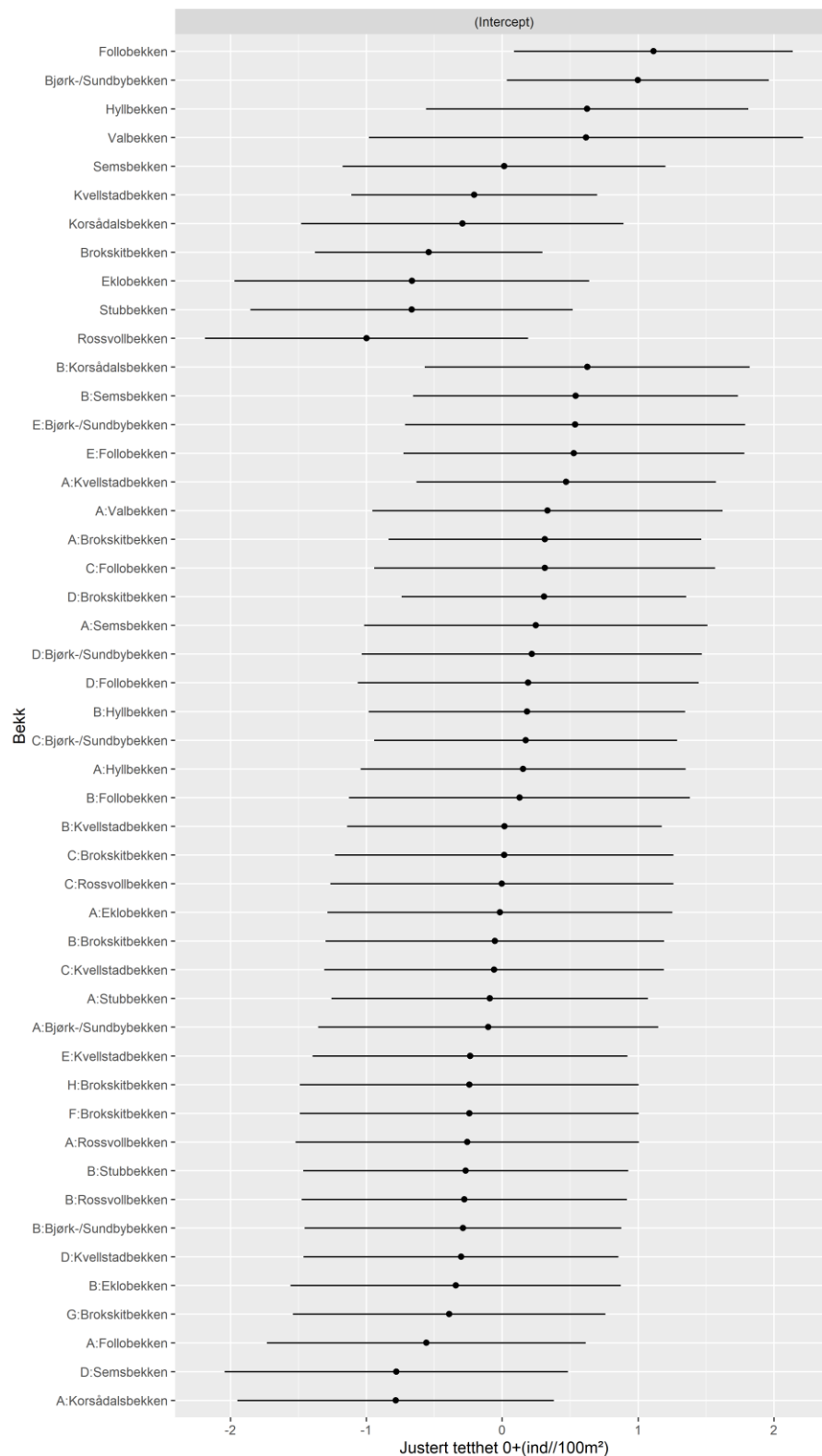
Verdi 0 på x-aksen er justert tetthet av 0+. Bekker og stasjoner med positiv verdi har tettheter over gjennomsnittet. Bekker og stasjoner med negativ verdi har lavere tettheter. Sort strek representerer 95 % konfidensintervall

Vedlegg 4



Figur 16 Plot av de tilfeldige effektene for tiltaksmodellen for 2015-2021 analysen (Tabell 7 og 10). Verdi 0 på x-aksen er justert tetthet av 0+. Bekker og stasjoner med positiv verdi har tettheter over gjennomsnittet. Bekker og stasjoner med negativ verdi har lavere tettheter. Sort strek representerer 95 % konfidensintervall

Vedlegg 5



Figur 17 Plot av de tilfeldige effektene for konnektivitetsmodellen i 2015-2021 analysen (Tabell 11 og 12). Verdi 0 på x-aksen er justert tetthet av 0+. Bekker og stasjoner med positiv verdi har tettheter over gjennomsnittet. Bekker og stasjoner med negativ verdi har lavere tettheter. Sort strek representerer 95 % konfidensintervall

Vedlegg 6 Habitatkartleggingsdata for 2021 sesongen

Tabell 13 Habitatkartleggingsdata for alle stasjonene til studiebekkene for feltsesongen 2021. Vh (m/s) = Vannhastighet mål i m/s. .

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygge over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Bjørk-/Sundbybekken	1	1	52	1.40	32	31	29	20	9	0.90	0	16	80	63	12	0	0	10	40	50	0	0	0	7	2
Bjørk-/Sundbybekken	1	2		3.40	15	25	25	15	13	0.60	16	0	70	83	12	70	10	10	5	5	2	1	0		
Bjørk-/Sundbybekken	1	3		3.40	15	26	26	18	2	0.70	16	0	80	83	12	10	20	60	10	0	0	0	0		
Bjørk-/Sundbybekken	1	4		3.40	1	5	10	22	16	0.40	0	16	90	33	12	0	10	60	20	10	3	0	0		
Bjørk-/Sundbybekken	1	5		2.10	12	20	32	28	18	0.60	0	0	90	63	33	50	40	10	0	0	0	0	0		
Bjørk-/Sundbybekken	2	1	50	2.53	6	10	16	19	30	0.50	0	0	100	63	33	0	60	40	0	0	0	0	0	10	2
Bjørk-/Sundbybekken	2	2		4.00	19	10	16	19	30	0.70	16	16	80	63	12	50	20	30	0	0	0	0	0		
Bjørk-/Sundbybekken	2	3		5.90	15	9	14	20	10	0.60	16	16	70	12	0	0	50	50	0	0	0	0	0		

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygge over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Bjørk-/Sundbybekken	2	4		4.00	12	16	14	12	14	0.40	0	0	60	12	12	0	30	70	0	0	0	0	0		
Bjørk-/Sundbybekken	2	5		3.00	18	31	42	31	15	0.50	0	0	70	33	12	20	10	20	30	0	1	0	0		
Bjørk-/Sundbybekken	3	1	44	3.30	40	27	20	4	2	0.60	0	0	70	83	83	80	10	10	0	0	0	0	0	9	1
Bjørk-/Sundbybekken	3	2		4.00	3	1	10	35	22	0.60	0	0	70	63	12	20	40	40	0	0	6	0	0		
Bjørk-/Sundbybekken	3	3		3.60	9	17	23	23	13	0.30	0	0	60	63	33	10	30	50	10	0	1	0	0		
Bjørk-/Sundbybekken	3	4		3.10	5	14	18	16	3	0.40	0	0	90	83	12	10	10	70	10	0	0	0	0		
Bjørk-/Sundbybekken	3	5		3.00	30	38	34	16	5	0.30	0	0	70	12	12	50	0	30	10	10	3	0	0		
Bjørk-/Sundbybekken	4	1	50	3.20	14	25	15	11	9.5	0.70	16	0	100	63	92	0	30	70	0	0	0	0	0	3	0
Bjørk-/Sundbybekken	4	2		3.10	16	17	12	12	10	0.50	16	0	80	33	63	0	10	50	40	0	3	0	0		

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygge over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Bjørk-/Sundbybekken	4	3		5.30	13	11	7	11	4	0.60	0	16	80	33	63	0	10	50	30	10	0	0	0		
Bjørk-/Sundbybekken	4	4		3.70	9	15	13	10	12	0.60	16	16	80	33	33	0	10	50	20	20	1	1	0		
Bjørk-/Sundbybekken	4	5		3.50	15	7	11	9	20	0.60	50	16	60	63	63	0	0	80	10	10	0	0	0		
Bjørk-/Sundbybekken	5	1	50	2.40	4	4	5	6	8	0.30	0	0	80	63	63	5	35	30	30	0	4	1	0	4	2
Bjørk-/Sundbybekken	5	2		2.40	7	4	5	6	5.5	0.20	0	0	70	33	63	10	90	0	0	0	0	0	0		
Bjørk-/Sundbybekken	5	3		1.20	5	8	11	11	10	0.50	0	0	80	92	83	40	40	0	0	20	1	3	0		
Bjørk-/Sundbybekken	5	4		1.70	5	11	6	7	5	0.20	0	0	40	33	33	20	80	0	0	0	0	0	0		
Bjørk-/Sundbybekken	5	5		2.00	6	7	6	6	5	0.40	0	0	90	12	12	5	50	45	0	0	0	0	0		
Broskitbekken	1	1	47	1.20	8	11	10	8	8	0.60	0	0	90	63	63	0	40	50	10	0	2	0	0	15	4
Broskitbekken	1	2		3.00	5	7	7	1	0	0.20	0	0	70	12	12	10	30	40	20	0	0	0	0		
Broskitbekken	1	3		1.40	20	17	15	10	3	0.10	0	0	80	33	33	0	30	50	20	0	0	0	0		

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygg e over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Brokskitbekken	1	4		2.70	40	36	38	43	17	0.00	0	0	90	83	83	70	30	0	0	0	0	0	0		
Brokskitbekken	1	5		2.20	3	5	6	8	2	0.20	0	0	10	33	33	0	30	50	20	0	1	0	0		
Brokskitbekken	2	1	38	1.20	6	7	12	11	5.5	0.20	0	0	60	83	83	20	10	10	30	30	1	3	0	8	2
Brokskitbekken	2	2		2.10	18	18	14	10	10	0.10	0	0	90	92	92	90	10	0	0	0	0	0	0		
Brokskitbekken	2	3		1.82	21	20	16	12.5	8	0.10	0	0	70	83	63	100	0	0	0	0	0	0	0		
Brokskitbekken	2	4		2.00	3	7	10	10	9	0.30	0	0	90	33	63	0	10	20	20	50	6	2	0		
Brokskitbekken	2	5		3.40	60	64	65	59	43	0.60	0	0	60	83	63	60	0	0	0	40	1	0	1		
Brokskitbekken	3	1	50	1.80	4	5	6	7	5	0.40	0	0	80	63	63	0	90	10	0	0	0	0	0	10	1
Brokskitbekken	3	2		2.60	8	1	0	3	2	0.00	0	0	90	33	63	0	20	20	20	40	1	0	0		
Brokskitbekken	3	3		1.55	13	13	16	14	12	0.10	0	0	60	33	83	10	10	10	20	50	2	0	0		
Brokskitbekken	3	4		2.00	3	7	10	10	9	0.30	0	0	90	33	63	0	10	20	20	50	6	2	0		
Brokskitbekken	3	5		3.40	60	64	65	59	43	0.60	0	0	60	83	63	60	0	0	0	40	1	0	1		
Brokskitbekken	4	1	80	1.80	17	16	5	9	4	0.10	16	0	10	0	0	10	20	30	10	30	1	1	0	0	0
Brokskitbekken	4	2		2.00	9	12	12	20	21	0.10	50	50	10	0	0	0	0	0	50	50	4	1	0		
Brokskitbekken	4	3		3.20	5.5	7	7	12	9	0.10	16	0	0	0	0	0	0	10	20	70	2	0	0		
Brokskitbekken	4	4		1.50	9	15	15	10	1	0.50	16	0	0	0	0	0	0	0	100	3	4	1			
Brokskitbekken	4	5		3.10	7	7	3	10	7	0.10	16	0	0	0	0	0	0	0	40	60	2	3	0		
Brokskitbekken	5	1	55	2.70	2	5	9	4	4	0.30	0	0	0	0	0	0	0	10	40	50	2	2	0	1	2

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygge over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Brokskitbekken	5	2		3.30	11	8	8	17	12	0.10	0	0	0	0	0	30	30	30	10	0	1	0	0		
Brokskitbekken	5	3		1.90	4	3	6	8	5	0.50	16	0	0	12	0	0	0	40	50	10	3	0	0		
Brokskitbekken	5	4		2.40	0	20	50	30	0	0.40	0	0	0	0	0	0	20	50	30	0	1	0	0		
Brokskitbekken	5	5		1.50	5	10	13	7	4	0.20	0	0	0	0	0	10	10	50	10	30	3	0	0		
Brokskitbekken	6	1	50	2.00	4	8	7	12	7	0.30	16	0	20	0	0	0	0	20	30	50	5	0	0	0	1
Brokskitbekken	6	2		1.70	8	15	10	8	5	0.10	16	0	10	33	12	10	0	10	40	40	4	2	0		
Brokskitbekken	6	3		1.70	5	11	14	7	4	0.30	0	0	0	12	0	10	0	10	30	50	3	2	0		
Brokskitbekken	6	4		2.00	5	9	9	1	3	0.40	0	0	10	33	12	0	40	50	0	10	0	2	0		
Brokskitbekken	6	5		1.70	8	9	7	7	3	0.40	0	0	0	0	0	10	0	0	30	60	3	1	3		
Brokskitbekken	7	1	50	1.50	7	7	12	13	5	0.20	0	0	60	63	33	10	0	10	10	70	2	0	0	11	7
Brokskitbekken	7	2		2.40	8	10	8	8	2	0.20	0	0	90	63	63	90	10	0	0	0	0	0	0		
Brokskitbekken	7	3		2.20	8	8	6	6	6	0.20	0	0	90	83	33	10	60	30	0	0	0	0	0		
Brokskitbekken	7	4		1.00	6	16	13	9	2	0.40	0	0	90	33	12	50	40	10	0	0	0	0	0		
Brokskitbekken	7	5		1.90	6	5	6	6	3	0.20	0	0	80	83	63	50	40	10	0	0	6	0	0		
Brokskitbekken	8	1	44	1.10	2	9	8	7	5	0.30	0	0	60	92	33	90	0	0	10	0	0	0	0	19	3
Brokskitbekken	8	2		2.00	4	6	6	3	3	0.40	0	0	70	92	92	50	30	20	0	0	0	0	0		
Brokskitbekken	8	3		2.80	0	0	1	4	7	0.20	0	0	90	83	83	90	10	0	0	0	0	0	0		
Brokskitbekken	8	4		2.00	6	11	12	5.5	0	0.20	0	0	50	92	63	60	0	0	0	40	1	0	0		

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygge over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Brokskitbekken	8	5		2.30	10	35	41	36	23	0.10	0	0	40	92	63	100	0	0	0	0	1	0	0		
Eklobekken	1	1	50	2.40	2	2	10	12	2	0.40	0	0	90	33	33	10	20	40	20	10	1	0	0	4	3
Eklobekken	1	2		2.00	10	2	0	2	8	0.30	0	16	70	63	92	10	10	20	30	30	2	0	0		
Eklobekken	1	3		2.00	5	9	23	13	30	0.00	0	0	80	63	63	20	10	20	10	40	0	3	2		
Eklobekken	1	4		2.20	0	0	0	0	0	0.00	0	16	80	92	63	0	10	20	30	40	0	0	0		
Eklobekken	1	5		2.00	3	0	0	2	2	0.00	0	0	30	63	63	10	20	10	10	50	3	1	0		
Eklobekken	2	1	66	1.50	4	8	12	15	8	0.10	0	0	90	83	12	60	40	0	0	0	0	0	0	12	7
Eklobekken	2	2		2.90	11	15	8	8	2	0.00	0	0	90	63	12	90	10	0	0	0	0	0	1		
Eklobekken	2	3		2.40	5	11	0	6	2	0.00	0	0	100	63	33	20	30	50	0	0	0	0	0		
Eklobekken	2	4		2.20	3	2	4	3	0	0.10	0	0	100	33	12	0	20	80	0	0	0	0	0		
Eklobekken	2	5		1.70	5	9	11	9	5	0.00	0	0	100	12	12	50	30	20	0	0	0	0	0		
Follobekken	1	1	36	2.70	2	4	9	12	10	0.10	0	0	60	92	92	100	0	0	0	0	0	0	0	9	5
Follobekken	1	2		2.80	11	18	10	13	7	0.10	0	0	40	63	63	100	0	0	0	0	0	0	0		
Follobekken	1	3		3.08	3	7	11	9	15	0.20	0	0	70	92	92	100	0	0	0	0	0	0	0		
Follobekken	1	4		2.40	8	10	15	13	9	0.10	0	0	50	83	83	100	0	0	0	0	0	0	0		
Follobekken	1	5		2.00	6	7	9	6	4	0.40	16	0	90	83	92	80	0	0	10	10	0	0	0		
Follobekken	2	1	50	1.40	8	11	5	6	10	0.40	0	0	30	33	12	0	0	30	30	40	2	2	1	2	5
Follobekken	2	2		1.90	3	9	10	9	9	0.40	0	0	40	33	12	50	20	30	0	0	2	0	0		

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygge over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Follobekken	2	3		2.80	5	6	3	6	6	0.40	0	0	30	33	0	10	20	10	20	40	2	0	0		
Follobekken	2	4		3.80	3	8	0	8	0	0.40	0	0	50	33	12	0	5	5	10	80	2	1	0		
Follobekken	2	5		2.40	11	19	0	0	3	0.20	0	0	10	12	0	0	0	0	0	100	0	0	5		
Follobekken	3	1	40	1.50	3	6	9	8	1	0.40	0	0	50	33	12	10	40	50	0	0	0	0	0	5	3
Follobekken	3	2		1.50	2	2	3	5	6	0.20	0	0	90	83	12	0	90	10	0	0	0	0	0		
Follobekken	3	3		2.60	1	0	5	8	5	0.10	0	0	90	33	33	30	60	10	0	0	0	0	0		
Follobekken	3	4		1.20	3	7	7	4	1	0.50	0	0	80	63	33	20	70	10	0	0	4	0	0		
Follobekken	3	5		3.90	5	7	5	10	7	0.10	0	0	90	63	63	20	60	20	0	0	0	0	0		
Follobekken	4	1	40	2.20	4	3	6	1	4	0.60	0	0	90	63	33	20	40	40	0	0	3	0	0	7	2
Follobekken	4	2		2.20	6	7	6	5	2	0.30	0	0	90	83	12	30	20	50	0	0	0	0	0		
Follobekken	4	3		1.50	10	12	11	13	13	0.20	0	0	90	63	33	50	20	30	0	0	0	0	0		
Follobekken	4	4		1.40	7	9	14	8	22	0.10	0	0	70	83	12	70	30	0	0	0	0	0	4		
Follobekken	4	5		3.40	14	7	0	2	0	0.30	0	0	80	63	63	0	0	0	60	40	4	1	0		
Follobekken	5	1	35	1.30	5	6	7	9	5	0.80	0	0	40	12	0	20	30	20	30	0	1	0	0	17	0
Follobekken	5	2		2.10	10	9	11	5	7	0.30	0	0	40	33	0	20	20	20	20	20	0	0	0		
Follobekken	5	3		1.40	7	9	13	14	5	0.60	0	0	40	63	12	0	20	30	50	0	1	0	0		
Follobekken	5	4		1.40	7	9	13	11	3	0.50	0	0	20	63	12	0	30	40	30	0	0	2	0		
Follobekken	5	5		1.30	9	11	10	6	1	0.26	0	0	20	33	12	50	20	10	20	0	1	0	0		

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygge over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Hyllbekken	1	1	70	2.00	14	16	7	1	3	0.40	0	0	60	63	83	0	20	30	40	10	5	1	0	0	0
Hyllbekken	1	2		1.90	11	4	0	3	4	0.50	0	0	80	33	12	0	10	20	40	30	3	1	0		
Hyllbekken	1	3		1.30	4	7	11	5	1	0.60	0	0	10	0	0	10	13	5	8	9	8	0	0		
Hyllbekken	1	4		1.00	18	16	11	6	5	0.40	0	0	0	0	0	0	0	20	20	60	1	0	1		
Hyllbekken	1	5		0.60	4	7	9	7	9	0.20	0	0	0	0	0	0	0	0	40	60	4	2	0		
Hyllbekken	2	1	60	1.20	13	9	13	13	1	0.10	16	0	0	0	12	0	0	20	30	50	3	0	0	0	0
Hyllbekken	2	2		0.90	6	9	2	12	15	0.50	16	16	0	12	12	0	0	20	30	50	3	1	0		
Hyllbekken	2	3		1.80	7	10	6	6	8	0.60	16	0	0	0	0	0	30	50	10	10	5	0	0		
Hyllbekken	2	4		0.80	5	5	10	10	3	0.80	0	0	20	63	33	0	0	20	30	50	6	1	1		
Hyllbekken	2	5		3.50	17	10	12	27	14	0.10	0	16	10	12	12	60	10	30	0	0	2	0	0		
Karidalsbekken	1	1	51	2.00	6	3	6	7	8	0.30	0	0	60	12	0	0	0	20	20	60	1	0	0	24	0
Karidalsbekken	1	2		1.74	3	6	7	9	4	0.60	0	0	90	33	12	10	10	10	20	50	6	0	0		
Karidalsbekken	1	3		2.80	8	7	8	0	2	0.40	0	0	75	33	12	5	15	5	5	70	1	5	2		
Karidalsbekken	1	4		1.21	4	12	14	14	5	0.70	0	0	80	33	0	5	5	5	5	80	2	0	0		
Karidalsbekken	1	5		1.45	6	5	7	7	9	0.40	0	0	80	12	0	0	0	10	20	70	4	3	0		
Karidalsbekken	2	1	50	2.40	2	8	8	7	5	0.80	0	75	20	12	12	5	5	5	5	80	1	3	2	8	0
Karidalsbekken	2	2		2.35	3	3	12	24	12	0.40	0	50	20	0	12	5	5	5	5	80	5	0	1		
Karidalsbekken	2	3		1.00	7	10	13	10	8	0.80	0	75	20	0	0	10	5	5	20	60	2	2	3		

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygge over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Karidalsbekken	2	4		0.94	16	20	13	14	17	0.90	0	50	5	0	0	0	0	0	0	100	1	2	5		
Karidalsbekken	2	5		0.78	5	1	32	25	30	0.80	0	16	5	0	0	0	20	10	10	60	2	5	7		
Karidalsbekken	3	1	45	2.60	3	8	6	10	12	0.60	0	75	20	0	12	30	20	10	10	30	1	3	1	2	0
Karidalsbekken	3	2		2.00	5	21	14	14	12	0.50	0	16	40	33	12	0	0	0	20	80	3	0	0		
Karidalsbekken	3	3		2.98	13	14	6	12	7	0.30	0	50	30	0	0	0	10	10	10	70	4	1	2		
Karidalsbekken	3	4		1.25	14	10	13	26	4	0.50	0	0	20	12	0	0	0	0	0	100	1	3	6		
Karidalsbekken	3	5		1.20	6	13	18	24	0	0.70	0	16	20	12	12	10	10	10	5	65	2	1	3		
Korsådalbekken	1	1	70	2.80	9	9	11	7	10	0.20	0	0	90	33	33	75	20	5	0	0	0	0	0	20	4
Korsådalbekken	1	2		1.25	7	5	13	7	8	0.30	16	0	60	33	12	0	0	10	10	80	4	3	1		
Korsådalbekken	1	3		1.90	5	6	14	6	5	0.80	16	0	70	63	12	0	0	0	0	100	6	4	1		
Korsådalbekken	1	4		2.30	3	9	11	15	17	0.20	0	0	70	83	63	100	0	0	0	0	0	0	0		
Korsådalbekken	1	5		2.80	8	13	12	13	15	0.10	0	0	50	83	83	60	0	10	10	20	0	0	0		
Korsådalbekken	2	1	19	1.50	2	3	7.5	9	4	0.50	0	0	70	33	0	5	5	10	10	70	6	0	0	1	0
Korsådalbekken	2	2		1.50	3	7	10	10	11	0.40	0	0	60	12	33	0	0	0	20	80	2	2	0		
Korsådalbekken	2	3		1.70	6	5	9	8	10	0.50	0	0	60	12	0	0	0	0	20	80	7	3	0		
Korsådalbekken	2	4		2.40	14	12	11	11	9	0.10	0	0	50	12	0	100	0	0	0	0	0	0	0		
Korsådalbekken	2	5		2.40	16	29	26	22	15	0.00	0	0	50	33	0	95	0	0	0	5	0	0	0		
Korsådalbekken	3	1	56	1.10	11	14	15	20	10	0.20	0	0	0	0	0	30	10	20	20	20	1	0	0	0	0

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygge over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Korsådalbekken	3	2		1.20	12	12	14	15	11	0.20	0	0	0	0	0	70	0	0	0	30	3	1	0		
Korsådalbekken	3	3		1.00	11	13	12	10	7	0.40	0	0	0	0	0	10	10	20	30	30	2	0	0		
Korsådalbekken	3	4		1.00	5	8	12	12	12	0.40	0	0	0	0	0	0	0	0	50	50	1	0	0		
Korsådalbekken	3	5		1.09	11	14	15	16	17	0.20	0	0	0	0	0	95	5	0	0	0	0	0	0		
Kvellstadbekken	1	1	55	1.65	10	12	13	13	9	0.60	0	0	20	0	12	30	20	0	10	40	2	0	0	0	0
Kvellstadbekken	1	2		1.81	7	11	13	11	5	0.50	16	0	30	0	12	10	20	20	20	30	0	0	0		
Kvellstadbekken	1	3		1.80	9	11	11	12	10	0.40	16	0	20	0	0	40	20	10	10	20	0	0	0		
Kvellstadbekken	1	4		1.80	5	11	10	13	11	0.40	0	0	50	12	0	0	30	30	40	0	0	0	0		
Kvellstadbekken	1	5		1.60	5	11	15	12	9	0.70	0	0	20	33	33	20	0	40	40	0	0	0	0		
Kvellstadbekken	2	1	60	2.20	12	10	15	1	4	0.70	0	0	80	63	12	40	0	30	30	0	2	0	0	7	2
Kvellstadbekken	2	2		3.00	4	18	20	4	4	0.50	0	0	80	33	12	50	20	30	0	0	0	0	0		
Kvellstadbekken	2	3		2.10	5	6	11	9	3	0.60	0	0	30	33	63	20	30	40	10	0	1	0	0		
Kvellstadbekken	2	4		2.80	7	0	26	21	9	0.40	0	0	0	83	12	40	20	0	0	40	0	0	0		
Kvellstadbekken	2	5		2.10	5	10	4	15	11	0.50	0	0	20	83	33	0	10	20	30	40	6	0	0		
Kvellstadbekken	3	1	45	2.40	2	5	6	13	12	0.70	0	0	0	12	12	10	0	60	0	30	5	1	0	5	0
Kvellstadbekken	3	2		1.20	12	14	12	15	6	1.00	0	16	40	12	12	0	0	0	50	50	5	3	0		
Kvellstadbekken	3	3		1.70	20	34	33	26	15	1.00	0	16	30	33	12	60	0	0	0	40	1	0	0		
Kvellstadbekken	3	4		2.30	15	20	75	74	53	0.10	0	0	30	12	0	70	0	0	0	30	0	0	0		

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygge over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Kvellstadbekken	3	5		1.40	17	22	9	16	15	0.80	0	0	30	63	12	10	0	0	0	90	1	1	0		
Kvellstadbekken	4	1	25	1.00	2	2	6	5	12	0.50	0	0	50	33	12	0	0	0	90	10	3	0	0	7	0
Kvellstadbekken	4	2		1.00	3	11	15	21	20	0.40	0	0	30	33	12	90	0	10	0	0	0	0	0		
Kvellstadbekken	4	3		1.20	4	11	9	9	7	0.50	0	0	60	33	12	30	0	40	30	0	3	0	0		
Kvellstadbekken	4	4		1.30	4	5	8	7	4	0.70	0	0	30	12	12	10	60	0	30	0	2	1	0		
Kvellstadbekken	4	5		2.10	4	8	8	9	8	0.20	0	0	10	12	12	100	0	0	0	0	0	0	0		
Kvellstadbekken	5	1	20	2.00	12	11	11	9	10	0.50	0	0	2	33	12	10	20	20	40	10	2	0	0	2	0
Kvellstadbekken	5	2		1.10	11	17	11	10	2	0.70	0	0	10	33	12	50	20	30	0	0	0	0	0		
Kvellstadbekken	5	3		2.00	8	11	16	9	9	0.50	0	0	20	0	0	30	40	0	30	0	3	0	0		
Kvellstadbekken	5	4		1.90	1	5	8	9	12	0.60	0	0	70	63	12	10	80	10	0	0	0	0	0		
Kvellstadbekken	5	5		1.80	5	8	7	8	8	0.90	0	0	60	12	12	0	40	40	20	0	2	1	0		
Kvisla	1	1	34	5.90	40	60	50	45	40	0.30	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kvisla	1	2		3.20	90	100	100	70	65	0.40	0	0	0	0	0	50	20	0	0	30	0	0	0		
Kvisla	1	3		4.30	20	45	80	95	55	0.20	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0		
Kvisla	1	4		3.70	54	56	79	75	68	0.10	0	0	0	0	0	40	0	0	0	60	0	5	2		
Kvisla	1	5		3.50	28	38	22	17	19	0.80	0	0	30	12	12	0	0	0	0	100	0	3	3		
Kvisla	2	1	46	2.10	11	11	17	16	12	0.80	0	50	20	63	33	0	0	10	30	60	2	4	1	4	1
Kvisla	2	2		3.00	20	28	36	33	23	0.20	0	0	90	12	12	20	0	0	0	80	5	6	0		

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygge over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Kvisla	2	3		3.50	12	21	28	29	23	0.20	0	0	60	63	12	20	0	0	0	80	0	0	0		
Kvisla	2	4		2.30	17	14	11	3	2	0.80	0	0	80	12	12	0	0	0	30	70	1	3	2		
Kvisla	2	5		3.20	9	13	20	19	19	0.50	0	0	60	33	63	0	0	30	40	30	6	1	0		
Kvisla	3	1	44	2.00	12	26	29	31	30	0.10	0	0	60	63	33	90	0	0	0	10	0	0	0	1	2
Kvisla	3	2		1.80	22	26	33	41	46	0.10	0	0	0	0	0	80	20	0	0	0	0	0	0		
Kvisla	3	3		1.50	14	10	8	13	13	0.20	16	0	40	12	0	20	0	0	30	50	1	3	1		
Kvisla	3	4		3.20	12	10	2	12	10	0.20	0	0	80	12	0	20	70	10	0	0	1	0	0		
Kvisla	3	5		3.30	9	19	35	45	21	0.40	0	16	70	33	33	50	0	0	0	50	0	0	0		
Kvisla	4	1	50	2.70	3	9	13	8	6	0.40	0	16	70	63	33	10	0	0	70	20	3	0	0	13	5
Kvisla	4	2		2.30	34	31	24	23	23	0.20	0	16	90	63	63	30	0	0	0	70	0	1	2		
Kvisla	4	3		2.00	3	19	27	26	19	0.20	0	0	90	12	12	100	0	0	0	0	0	0	0		
Kvisla	4	4		1.90	10	13	15	16	9	0.20	0	16	70	63	33	0	60	0	0	40	1	2	0		
Kvisla	4	5		3.50	19	16	0	3	5	0.20	0	16	80	63	0	0	0	0	70	30	3	2	0		
Rossvollbekken	1	1	52	2.40	17	20	19	16	11	0.10	0	0	100	12	0	100	0	0	0	0	0	0	0	10	1
Rossvollbekken	1	2		2.50	11	8	4.5	10.5	16	0.70	0	0	70	63	33	30	60	10	0	0	0	0	0		
Rossvollbekken	1	3		3.30	29	30	29	25	20	0.10	0	0	70	12	0	80	0	10	0	10	0	0	0		
Rossvollbekken	1	4		3.40	10	12	14	15	10	0.40	0	0	80	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0		
Rossvollbekken	1	5		3.00	13	16	11	5	4	0.10	0	0	60	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0		

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygge over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Rossvollbekken	2	1	31	2.10	6	7	9	14	10	0.50	0	0	40	0	12	50	10	30	10	0	0	0	0	13	2
Rossvollbekken	2	2		2.40	4	4	3	7	7.5	0.40	0	0	60	12	33	50	30	20	0	0	0	0	0		
Rossvollbekken	2	3		2.40	8	3	12	11	9	0.30	0	0	80	12	33	30	20	50	0	0	1	0	0		
Rossvollbekken	2	4		1.70	8	11	14	14	17	0.10	0	0	80	33	33	70	0	30	0	0	0	0	0		
Rossvollbekken	2	5		2.10	6	7	9	14	10	0.10	0	0	70	33	33	80	10	0	10	0	0	0	0		
Semsbekken	1	1	50	3.20	2	7	11	9	4	0.20	0	0	40	83	92	30	20	20	30	0	0	0	0	15	0
Semsbekken	1	2		2.30	13	11	11	7	5	0.20	0	0	80	33	92	50	20	30	20	0	1	0	0		
Semsbekken	1	3		1.50	5	12	14	11	13	0.50	0	0	70	92	92	20	30	40	10	0	1	0	0		
Semsbekken	1	4		3.70	7	9	7	2	2	0.35	16	0	30	92	92	20	30	30	10	10	4	1	0		
Semsbekken	1	5		3.80	11	10	10	3	1	0.10	16	0	90	63	92	10	20	20	40	10	1	2	0		
Semsbekken	2	1	52	2.10	14	22	19	11	5	0.90	16	0	70	83	92	10	30	10	10	40	1	2	0	11	3
Semsbekken	2	2		1.80	10	12	20	22	18	0.10	0	0	60	33	33	70	10	10	0	10	0	0	0		
Semsbekken	2	3		1.90	15	17	19	17	4	0.50	0	0	70	92	92	60	10	0	0	40	2	0	0		
Semsbekken	2	4		2.15	9	10	16	18	16	0.20	0	0	70	83	63	50	10	0	0	40	3	1	1		
Semsbekken	2	5		2.85	8	12	10	6	8	0.20	0	0	80	63	33	30	0	0	0	70	3	1	0		
Semsbekken	3	1	47	3.80	10	7	7	4	6	0.30	0	0	80	83	83	0	50	50	0	0	0	0	0	9	0
Semsbekken	3	2		2.50	6	15	8	4	9	0.40	0	0	80	63	63	0	40	40	20	0	0	0	0		
Semsbekken	3	3		2.80	10	20	14	6	13	0.10	0	0	100	33	63	20	40	40	0	0	1	0	0		

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygge over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Semsbekken	3	4		2.10	11	6	8	15	8	0.40	16	0	90	33	33	10	20	20	0	70	4	2	0		
Semsbekken	3	5		5.45	6	0	2	5	13	0.00	16	16	100	33	63	0	30	50	0	30	0	0	0		
Semsbekken	4	1	63	0.90	11	12	8	11	5	1.00	0	0	30	12	12	0	0	0	20	80	2	3	1	13	2
Semsbekken	4	2		2.00	4	6	6	13	17	0.20	0	0	50	63	33	0	10	30	40	20	7	3	0		
Semsbekken	4	3		2.10	3	3	9	10	12	0.50	0	0	40	33	33	0	0	30	40	30	0	0	0		
Semsbekken	4	4		3.00	21	19	18	14	9	0.10	16	0	90	12	12	10	10	30	20	30	3	0	0		
Semsbekken	4	5		2.60	7	9	11	7	5	0.70	16	16	70	12	33	10	10	30	30	20	2	1	0		
Skjördalsbekken	1	1	40	2.20	12	37	35	22	12	0.10	0	0	0	12	12	50	0	10	20	30	0	0	0	0	2
Skjördalsbekken	1	2		2.20	11	29	34	27	14	0.10	0	0	30	12	12	80	0	0	10	10	0	1	0		
Skjördalsbekken	1	3		2.40	16	12	15	21	16	0.20	0	0	0	12	0	60	10	20	10	0	0	0	0		
Skjördalsbekken	1	4		2.80	14	28	32	29	18	0.00	0	0	0	0	0	60	0	0	20	20	0	0	0		
Skjördalsbekken	1	5		2.20	10	9	9	10	11	0.50	0	0	0	0	0	20	0	10	30	40	2	0	0		
Skjördalsbekken	2	1	62	2.10	6	10	12	13	13	0.20	0	0	0	0	0	0	20	60	10	10	2	0	0	0	0
Skjördalsbekken	2	2		2.90	9	12	13	16	15	0.20	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0		
Skjördalsbekken	2	3		2.60	15	22	25	18	25	0.40	0	0	0	0	0	80	20	0	0	0	0	0	0		
Skjördalsbekken	2	4		2.30	11	12	13	10	7.5	0.50	0	0	0	0	0	90	10	0	0	0	0	0	0		
Skjördalsbekken	2	5		2.20	9	9	18	19	12	0.50	0	0	0	0	0	60	20	10	0	0	0	0	0		
Skjördalsbekken	3	1	45	1.48	21	25	16	9	3	0.30	0	0	90	33	33	60	20	20	0	0	0	0	0	28	4

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygge over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Skjördalsbekken	3	2		2.70	18	11	14	10	5	0.20	0	0	90	33	33	70	10	10	0	0	1	3	0		
Skjördalsbekken	3	3		3.80	19	15	5	5	3	0.30	0	0	90	33	33	30	10	40	20	0	0	0	0		
Skjördalsbekken	3	4		4.20	7	8	0	11	11	0.30	0	0	60	92	63	50	20	30	0	0	0	0	0		
Skjördalsbekken	3	5		2.20	3	6	14	23	18	0.10	0	0	60	92	63	30	60	10	0	0	4	1	0		
Skjördalsbekken	4	1	43	2.10	17	17	8	7	5	0.50	16	16	40	33	12	40	50	0	0	10	0	0	0	17	1
Skjördalsbekken	4	2		2.40	8	6	5	11	19	0.30	16	0	100	63	12	20	40	40	0	0	0	0	0		
Skjördalsbekken	4	3		3.30	4	5	6	8	8	0.40	0	0	60	63	12	10	40	40	10	0	0	0	0		
Skjördalsbekken	4	4		3.30	2	4	9	10	5.5	0.30	0	0	90	63	33	10	10	30	50	0	0	0	0		
Skjördalsbekken	4	5		2.30	8	11	10	15	14	0.50	0	0	70	33	33	0	10	30	60	0	0	0	0		
Skjördalsbekken	5	1	46	2.40	9	10	8	7	1	0.20	0	0	90	63	33	0	20	30	30	20	0	0	0	8	3
Skjördalsbekken	5	2		2.00	7	6	6	6	4	0.30	0	0	90	63	33	0	10	10	40	40	3	0	0		
Skjördalsbekken	5	3		2.00	5	5	6	12	16	0.30	0	0	95	63	63	10	30	40	30	0	1	0	0		
Skjördalsbekken	5	4		1.50	5	11	20	16	9	0.50	0	0	95	63	33	20	10	40	30	0	3	0	0		
Skjördalsbekken	5	5		1.70	8	19	27	23	20	0.20	0	0	95	83	63	40	20	30	30	0	1	0	3		
Skjördalsbekken	6	1	40	1.50	7	6	12	12	12.5	0.40	0	0	70	63	33	0	10	30	30	30	5	2	0	18	1
Skjördalsbekken	6	2		2.00	10	13	14	13	11	0.20	0	50	80	83	83	20	20	10	30	20	1	0	0		
Skjördalsbekken	6	3		1.80	4	6	7	8	7	0.20	16	16	40	33	0	0	20	40	40	10	0	0	0		
Skjördalsbekken	6	4		2.70	10	12	5	9	4	0.60	0	0	30	0	33	0	0	30	40	30	1	0	0		

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygge over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Skjørdalsbekken	6	5		3.30	0	5	7	8	11	0.50	16	75	50	63	63	5	5	5	40	45	1	0	0		
Stubbekken	1	1	56	1.92	7.5	7.1	4	13	8	0.10	0	0	100	63	63	90	10	0	0	0	4	0	0	4	1
Stubbekken	1	2		2.81	3.2	5.5	6.5	4.6	1.9	0.30	0	0	100	63	12	10	90	0	0	0	2	0	5		
Stubbekken	1	3		1.91	8.5	2.6	8	6	7	0.40	16	0	95	63	33	30	60	10	0	0	2	2	0		
Stubbekken	1	4		1.95	3.6	4.8	5.5	5.7	7.5	0.30	0	0	80	63	63	95	5	0	0	0	0	0	0		
Stubbekken	1	5		1.00	8	9.8	4.5	8.5	4.8	0.30	0	0	30	92	92	0	0	20	70	10	1	5	0		
Stubbekken	2	1	37	1.25	6	9	10	10	9	0.20	0	0	90	63	12	100	0	0	0	0	0	0	0	4	1
Stubbekken	2	2		7.50	3	6	7	6	4	0.60	0	0	100	33	12	10	30	60	0	0	2	0	0		
Stubbekken	2	3		1.00	3	4	12	11	4	0.20	0	0	100	33	12	100	0	0	0	0	0	0	0		
Stubbekken	2	4		1.30	1	6	8	11	8	0.30	0	0	100	12	0	90	10	0	0	0	1	1	1		
Stubbekken	2	5		1.00	6	11	11	10	9	0.30	0	0	60	83	83	80	10	10	0	0	0	1	0		
Valbekken	1	1	50	1.90	6	7	11	19	3	0.30	0	0	80	83	83	90	0	0	10	0	1	0	0	6	2
Valbekken	1	2		1.80	11	16	13	7	6	0.40	0	0	80	83	83	30	40	0	0	30	3	0	0		
Valbekken	1	3		1.50	3	5	1	12	16	0.30	0	0	80	83	83	100	0	0	0	0	0	0	0		
Valbekken	1	4		1.00	5	7	3	14	10	0.40	0	0	50	12	12	60	0	0	0	40	0	0	0		
Valbekken	1	5		2.00	8	9	3	2	7	0.20	0	0	90	63	33	40	20	0	0	40	2	3	4		
Valbekken	2	1	29	1.90	3	6	6	7	2	0.40	0	0	70	12	0	30	20	50	0	0	0	1	0	0	2
Valbekken	2	2		1.00	14	17	20	19	25	0.20	0	0	0	0	0	80	20	0	0	0	0	0	2		

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygge over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Valbekken	2	3		1.20	7	10	12	9	11	0.20	0	0	0	0	0	60	20	20	0	0	0	0	0		
Valbekken	2	4		1.50	16	21	23	12	6	0.10	0	0	0	0	0	60	40	0	0	0	0	0	0		
Valbekken	2	5		0.90	10	36	30	11	8	0.30	0	16	0	0	0	30	0	0	30	40	2	3	4		
Valbekken	3	1	52	1.20	10	15	13	8	1	0.70	0	0	10	12	0	0	20	0	0	80	2	0	0	0	0
Valbekken	3	2		0.80	7	11	12	14	1	0.60	0	0	30	12	0	0	0	50	50	0	2	1	0		
Valbekken	3	3		1.10	10	7	14	15	11	0.40	0	0	40	0	0	0	20	0	60	20	3	0	0		
Valbekken	3	4		0.90	8	14	13	19	4	0.20	0	0	0	0	0	0	80	0	0	20	0	0	0		
Valbekken	3	5		1.40	8	12	11	10	10	0.30	0	0	10	0	12	0	100	0	0	0	0	0	0		
Valbekken	4	1	53	1.10	12	12	11	12	12	0.60	0	0	50	0	0	10	20	20	0	50	0	2	1	23	0
Valbekken	4	2		1.50	9	15	22	15	6	0.20	0	0	80	83	83	20	20	30	0	30	0	0	0		
Valbekken	4	3		1.30	4	4	7	7	4	0.60	0	0	20	63	12	0	80	0	20	0	0	0	0		
Valbekken	4	4		1.40	2	3	7	9	12	0.20	0	0	80	33	12	10	80	10	0	0	0	0	0		
Valbekken	4	5		2.45	6	1	7	9	4	0.60	0	0	80	83	33	20	30	40	10	0	3	1	0		
Ysseelva	1	1	30	5.00	18	16	11	10	14	0.60	0	0	0	0	0	0	10	30	30	30	9	2	0	1	2
Ysseelva	1	2		5.00	13	18	21	21	7	0.80	0	0	0	0	0	0	20	60	0	20	12	0	0		
Ysseelva	1	3		4.60	18	25	19	7	8	0.80	0	0	0	0	0	10	10	10	30	40	7	1	3		
Ysseelva	1	4		4.80	6	15	27	25	18	0.80	0	0	0	0	0	0	0	40	30	30	3	3	0		
Ysseelva	1	5		2.70	7	15	15	19	20	0.60	0	0	0	0	0	0	0	20	50	30	0	2	0		

Bekk	Stasjon	Transekt	Lengde (m)	Bredde (m)	Dybde (cm) ved:					Vh(m/s)	Alger	Mose	Vegetasjonsskygge over			Substrat %					Antall Hulrom			Død ved	Kulper
					10 %	25 %	50 %	75 %	90 %				Vannspeil	Flomsone	Elvekant	0-20 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	0-5 cm	5-10 cm	>10 cm		
Ysseelva	2	1	44	5.10	11	16	13	13	19	0.20	0	0	50	63	12	90	0	0	0	10	0	0	0	7	0
Ysseelva	2	2		5.10	12	9.5	8	8	12	0.40	0	0	100	92	12	0	60	10	10	20	0	0	0		
Ysseelva	2	3		5.10	13	15	10	8	6	0.50	0	0	70	92	33	10	30	10	10	40	1	0	0		
Ysseelva	2	4		6.40	8	10	7	6	5	0.50	0	0	50	92	63	0	0	60	30	10	0	1	0		
Ysseelva	2	5		3.60	7	12	17	13	15	0.30	0	0	70	63	33	0	0	20	30	50	2	0	2		
Ysseelva	3	1	32	6.80	11	12	14	6	4	0.20	0	0	80	92	92	0	0	60	40	0	3	3	0	3	0
Ysseelva	3	2		4.00	28	28	13	10	4	0.10	0	0	50	92	92	0	10	50	30	10	0	0	0		
Ysseelva	3	3		4.50	7	7	14.5	11	13	0.50	0	0	40	92	92	0	0	30	60	10	1	1	0		
Ysseelva	3	4		7.30	9.5	10	10.5	8	4	0.40	16	0	70	92	92	0	0	30	50	20	4	2	3		
Ysseelva	3	5		3.20	7	14	11	6	3.5	0.60	0	0	40	92	92	0	0	10	40	50	1	1	0		
Ysseelva	4	1	55	3.10	8	4	4	5	4	0.50	0	0	90	92	92	0	40	40	10	10	1	0	0	2	2
Ysseelva	4	2		2.20	3	8.5	5.8	5	9	0.10	16	0	70	92	92	0	20	30	30	20	1	1	0		
Ysseelva	4	3		2.70	10	7	6	8	5	0.30	0	0	20	92	92	10	20	70	0	0	2	0	0		
Ysseelva	4	4		4.60	9	7	7.5	4	8	0.10	0	16	70	33	63	0	20	60	20	0	1	1	1		
Ysseelva	4	5		2.50	5	12	8	7	1.5	0.10	16	16	90	92	92	0	30	40	10	20	1	0	1		



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway